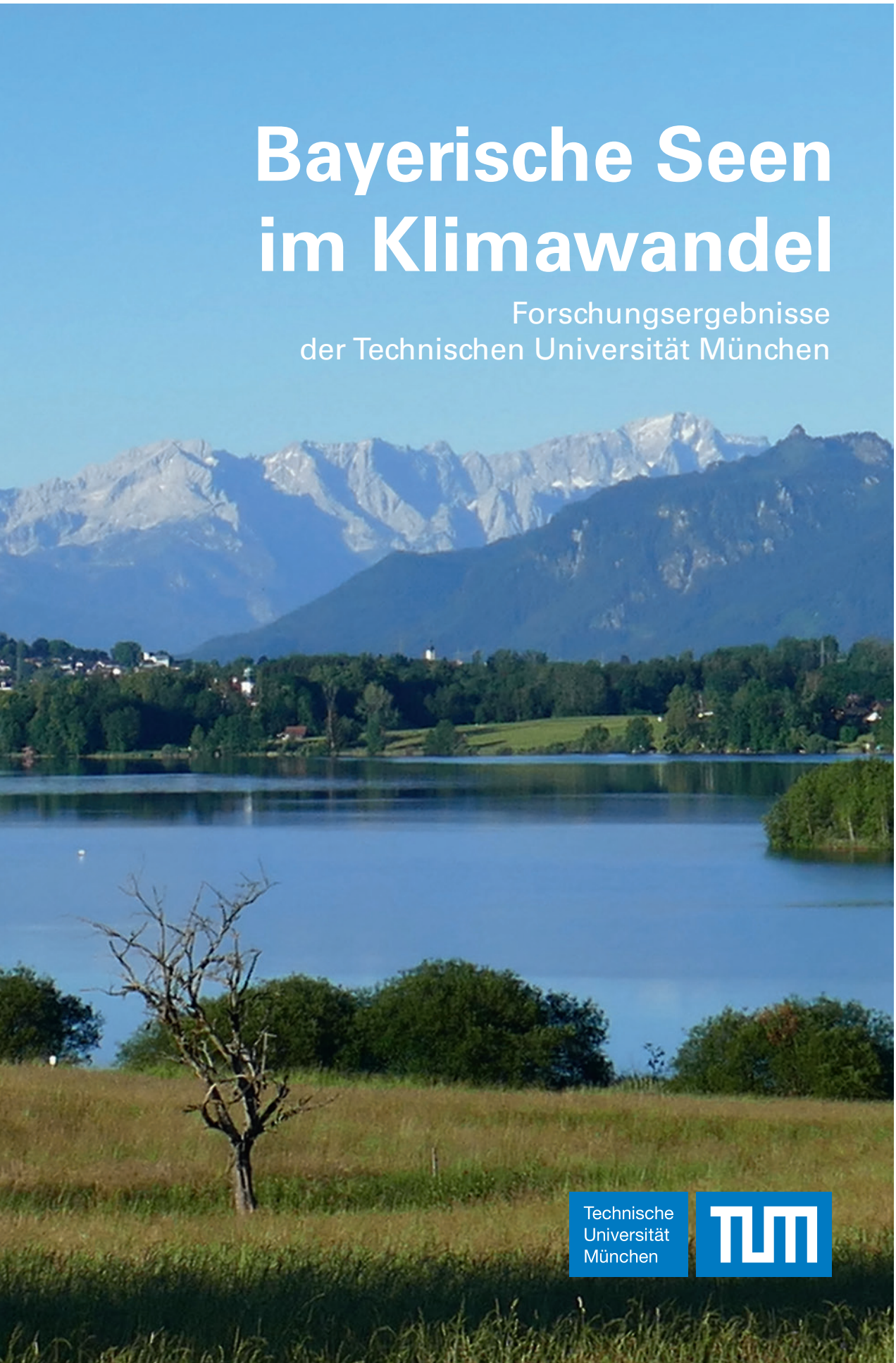
Bayerisches Staatsministerium für
Umwelt und Verbraucherschutz

Bayerische Seen im Klimawandel

Forschungsergebnisse
der Technischen Universität München



Technische
Universität
München



Inhalt

1 Grußworte und Vorwort 3

2 Klimawandel und Seen – Einführung
2.1 Der Klimawandel 7
2.2 Das Ökosystem „See“ 8
2.3 Seen als prägende Ökosysteme bayerischer Landschaft 12
2.4 Bayerns Seen im Klimawandel – Folgen für die Ökosystemleistung 12

3 Bergseen im Klimawandel
3.1 Bedeutung der Bergseen für den bayerischen Alpenraum 15
3.2 Sonderrolle der Alpen im Klimawandel 16
3.3 Definition „Bergsee“ 19
3.4 Steckbrief der Bergseen 21
3.5 Erforschung der bayerischen Bergseen 27
3.6 Schutz und Erhalt der bayerischen Bergseen 45

4 Aspekte der Klimaforschung an Seen
4.1 Cyanobakterien und Cyanotoxine in bayerischen Seen 49
4.2 Die Unterwasservegetation bayerischer Seen 58
4.3 Die Röhrichte bayerischer Seen 71
4.4 Seen als Kohlenstoffsenke 79

5 Klimawandel und Seen – Zukünftige Herausforderungen an die Klimaforschung
5.1 Entwicklung von Kleinseen und deren Einzugsgebiet im Klimawandel 87
5.2 Benthische Cyanobakterien als Profiteure des Klimawandels 88
5.3 Folgen von Niedrigwasser auf die Organismen im See 89
5.4 Folgen des Klimawandels in Gewässern in den bayerischen Nationalparken 90
5.5 Stadtgewässer und urbanes Klima 91
5.6 Neobiota – Gewinner des Klimawandels 92

6 Glossar 94

7 Literatur 100

Grußwort



Liebe Leserin, lieber Leser,

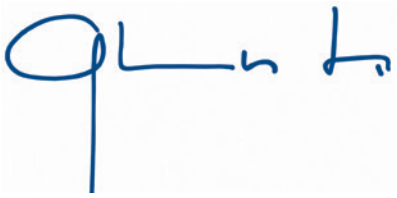
der Klimawandel ist eine der größten gesamtgesellschaftlichen Herausforderungen unserer Zeit. Das historische Übereinkommen von Paris im Jahre 2015 prägt unser Handeln. Bayerns Klimapolitik ergänzt nationale und europäische Gesetzgebung. Die Staatsregierung hat dazu ein starkes Klimaschutzgesetz sowie ein umfassendes Klimaschutzprogramm mit 150 Maßnahmen für alle Sektoren beschlossen. Unser Ziel ist ein klimaneutrales Bayern in 2040!

Klimaschutz, Klimaanpassung und Klimaforschung sind die drei Säulen, auf denen die Bayerische Klimapolitik aufgebaut ist. Die Ergebnisse der angewandten Klimaforschung helfen dabei, konkrete Fragen zu beantworten, zum Beispiel zum Einfluss des Klimawandels auf die landschaftsprägenden Ökosysteme, wie die Alpen, die Seen und Bergseen, die Moore, Wälder und Grasslandschaften. Langfristiges Klimamonitoring ist unerlässlich, um klimabedingte Veränderungen in natürlichen Kreisläufen zu erkennen und frühzeitig Schutzmaßnahmen ergreifen zu können. Die hochkarätigen Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler der bayerischen staatlichen Universitäten, Hochschulen und außeruniversitären Forschungseinrichtungen sind hierfür hochgeschätzte Partner. Hierfür gilt ihnen mein Dank!

Seen sind die Augen einer Landschaft, sagt man. Sie sind magische Orte, die über eine reiche Artenvielfalt an Pflanzen und Tieren verfügen. Seen sind zugleich Orte der Erholung in Zeiten des Klimawandels. Diese wertvollen Ökosysteme sind jedoch ebenfalls von den Folgen des Klimawandels betroffen.

Die vorliegende gemeinsame Broschüre der Technischen Universität München und des Bayerischen Umweltministeriums nimmt uns mit in die Geheimnisse der Bayerischen Seen und Bergseen, erläutert uns anschaulich die wissenschaftlichen Ergebnisse der Seen-Klimaforschung und wirft zukünftige Forschungsthemen auf. Die „Limnologische Station“ der Technischen Universität München gehört zu den Pionieren der aquatischen Klimaforschung.

Ein herzliches Dankeschön geht an den Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, die Autorin Frau Dr. Uta Raeder und alle jungen Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler für ihre wertvollen Forschungsarbeiten zum Klimawandel in Bayerischen Seen



Thorsten Glauber, MdL

Bayerischer Staatsminister für
Umwelt und Verbraucherschutz

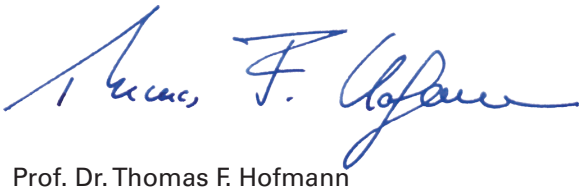
Grußwort



Die Technische Universität München (TUM) ist stolz auf zwei Jahrzehnte Klimaforschung des Lehrstuhls für Aquatische Systembiologie an der Limnologischen Station Iffeldorf. Eingebettet in das Naturschutzgebiet Osterseen, 50 Kilometer von unserem Münchner Stammgelände entfernt, ist nicht nur das Setting außergewöhnlich, sondern auch die Entstehung der limnologischen Station. Denn der Gründer Prof. Arnulf Melzer und seine Studierenden sowie Mitarbeitenden haben den Ausbau in großen Teilen selbst übernommen.

Die Forschungsstation betreibt seither intensive und international hoch anerkannte Forschung, die mit Blick auf die Auswirkungen der globalen Erwärmung aktueller denn je ist. Die Auswirkungen des Klimawandels zu erforschen zählt zu den größten und wichtigsten wissenschaftlichen Aufgaben unserer Zeit. Als eine der führenden technischen Universitäten Europas sehen wir es als unsere gesellschaftliche Verpflichtung an, in diesem Bereich richtungsweisende Erkenntnisse zu gewinnen und innovative Strategien und Technologien zum Schutz von Luft, Wasser und Boden zu entwickeln, um die natürlichen Ökosysteme für künftige Generationen zu sichern.

Der menschgemachte Klimawandel betrifft auch die Seen Bayerns, die als aquatische Ökosysteme seit Generationen einen elementaren Teil der Kultur, Geschichte und Wirtschaft des Freistaats darstellen. Deshalb freut es mich besonders, dass das Bayerische Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz zusammen mit der TUM durch diese Informationsschrift ein Schlaglicht auf die Arbeit der Forschungsstation Iffeldorf und die klimatischen Herausforderungen unserer Heimat wirft.



Prof. Dr. Thomas F. Hofmann

Präsident der Technischen Universität München

Vorwort





Seen sind ein prägender Bestandteil des Landschaftsbildes in Bayern und werden häufig als Augen der Landschaft bezeichnet, da sich in den Gewässern die Landnutzung und die Veränderungen in ihrem Umland widerspiegeln.

Aus diesem Grund ist es notwendig, frühzeitig zu erforschen, wie sich unterschiedliche Seen infolge des Klimawandels verändern werden, welche Anpassungen der aquatischen Lebensgemeinschaften zu erwarten sind und welche Maßnahmen ergriffen werden müssen, um die Resilienz von Seen hinsichtlich der Einflüsse des Klimawandels zu stärken.

Diesen Themen widmet sich die Forschung an der Limnologischen Station Iffeldorf, die zum Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie der TUM gehört. Im Rahmen der Klimaforschung an Seen stehen verschiedene Organismengruppen im Fokus: Wasserpflanzen, Schilf, „echte“ Algen und sogenannte Blaualgen, die als Cyanobakterien korrekterweise zu den Bakterien und nicht zu den Algen zählen.

Die wissenschaftlichen Studien zu den Auswirkungen des Klimawandels werden an einem breiten Spektrum von Gewässern durchgeführt, das zahlreiche Seen im Voralpenland sowie Bergseen in unterschiedlichen Höhenlagen der Alpen – aber auch künstliche und natürliche Seen Nordbayerns umfasst.

Im Folgenden stellen wir Ergebnisse aus annähernd 20 Jahren Klimaforschung an unseren Seen vor.





Prof. Dr. Jürgen Geist Dr. Uta Raeder

Technische Universität München,
Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie,
Limnologische Station Iffeldorf



2 Klimawandel und Seen

Einführung

Die durch den Menschen verursachte globale Erwärmung führt zu einem rasch verlaufenden und noch nicht abgeschlossenen Klimawandel, der sich auf alle Ökosysteme der Erde auswirkt. Auch das Ökosystem „See“ ist vom Klimawandel betroffen und gerät aus dem Gleichgewicht.

Bayern ist durch einen großen Reichtum an Gewässern gekennzeichnet. In großen und kleinen Seen, den Perlen in der bayerischen Landschaft, spiegeln sich die Folgen des Klimawandels in vielfältiger Weise wider.

Es verändern sich die physikalischen und infolgedessen die chemischen Verhältnisse in den Gewässern. Diese Entwicklung beeinflusst die Wechselwirkungen innerhalb der Lebensgemeinschaften der Gewässer und wirkt sich auf die aquatische Biodiversität aus. Die Folgen des Klimawandels beeinträchtigen auch die Nutzung der Seen durch den Menschen.

2.1 Der Klimawandel 7
2.2 Das Ökosystem „See“ 8
2.3 Seen als prägende Ökosysteme bayerischer Landschaft 12
2.4 Bayerns Seen im Klimawandel – Folgen für die Ökosystemleistung 12

2.1 Der Klimawandel

Ohne den natürlichen → *Treibhauseffekt* würde auf der Erde ein lebensfeindliches Klima herrschen – der Planet wäre vereist. Die Erdatmosphäre enthält jedoch → *Treibhausgase*, die einen Teil der von der Erdoberfläche abgegebenen Wärmestrahlung absorbieren und deshalb den Anteil des Wärmeverlusts an den Weltraum verringern können. Das weitaus wichtigste → *Treibhausgas* ist Wasserdampf, aber auch Kohlendioxid trägt zum natürlichen → *Treibhauseffekt* bei [→ 1].

Die durch den Menschen verursachte Zunahme von Kohlendioxid und weiterer → *Treibhausgase* ist allerdings entscheidend für den gegenwärtigen Klimawandel. Seit der Industrialisierung hat sich das Weltklima in annähernd 200 Jahren stark erwärmt. Eine entprechende Erwärmung hätte natürlicherweise Jahrtausende gedauert. Dass der Mensch diesen Klimawandel hervorgerufen hat, ist wissenschaftlich unbestritten. Vor allem der Ausstoß von Kohlendioxid durch die Verbrennung fossiler Brennstoffe gilt als eine der Hauptursachen für die Erwärmung, da der Anteil des Kohlendioxids mit den → *Signaturen* dieser Brennstoffe in der Erdatmosphäre zeitgleich nachweisbar zunimmt. Der Großteil des in der Luft befindlichen Kohlenstoffs ist zwar natürlichen Ursprungs, wie etwa jener aus Vulkanen. Dieser Kohlenstoff befand sich allerdings in einem natürlichen Gleichgewicht aus Fixierung durch Pflanzenwachstum und Freisetzung durch Atmung oder geologische Prozesse. Infolge der Verbrennung der fossilen Brennstoffe kommt nun ein entscheidender Anteil zusätzlich zum Kohlendioxidgehalt hinzu, der ohne diese menschliche Nutzung nicht in die Atmosphäre gelangt und weitere Jahrmillionen in den Tiefen der Erdschichten gelagert wäre.



Abb. 2.1.1

Folgen des Klimawandels in Bayern: oben, Hochwasser im Jahr 2013 überflutet die B307 bei Raiten (Schleching), Mitte, verdorrte Felder bei Seibelsdorf (Marktrodach) und unten, Niedrigwasser am Starnberger See bei St. Heinrich.

Der Klimawandel wird im Englischen oft auch „Global Change", d.h. „Globaler Wandel", genannt. Die weitreichenden Folgen eines sich erwärmenden Weltklimas reichen von abschmelzenden Gletschern und steigenden Meeresspiegeln über mildere Winter, sommerliche Dürreperioden und verheerende Waldbrände bis hin zu Veränderungen ganzer Wettersysteme wie etwa der Verlagerung der Zugbahnen ganzer Drucksysteme, die zur Zunahme der Häufigkeit und der Stärke tropischer Wirbelstürme oder Sturmtiefs in unseren Breiten führen können. Die Auswirkungen des Klimawandels verändern die → *Ökosysteme* in Bayern (→ Abb. 2.1.1). Die Veränderungen sind allerdings nicht nur auf eine Erhöhung der Temperaturen beschränkt, sondern bewirken sehr viel mehr. Davon sind auch die Seen Bayerns massiv betroffen.

2.2 Das Ökosystem „See"

Bayern liegt klimatisch in der Westwindzone der gemäßigten Breiten, so dass das Wetter durch vier unterschiedliche Jahreszeiten geprägt ist. Diese Tatsache spiegelt sich auch im Jahreszyklus der bayerischen Seen wider. Die physikalischen Gesetzmäßigkeiten bewirken aber weit mehr als nur zugefrorene Seen im Winter und badetaugliche warme Seen im Sommer.

2.2.1 Jahreszyklus typischer bayerischer Seen

Im Winter beträgt die Temperatur der Eisdecke zugefrorener Seen in etwa 0 °C, nur direkt an der Eisoberfläche kann sie je nach Lufttemperatur weit unter den Gefrierpunkt gehen, sofern keine isolierende Schneedecke darüber liegt. Die bayerischen Seen frieren aber kaum bis zum Grund durch, d.h. das Eis „schwimmt" auf dem kalten Wasserkörper auf. In den direkt unter dem Eis angrenzenden Wasserschichten nimmt die Temperatur mit zunehmender Tiefe schrittweise zu und beträgt im größten Teil des Wasserkörpers auch im Winter stets 4 °C. Die Besonderheit des Wassers ist, dass es bei dieser Temperatur am dichtesten und damit am schwersten ist, während wärmeres und auch kälteres Wasser leichter sind. Im Gegensatz dazu werden die meisten anderen Stoffe mit abnehmender Temperatur immer dichter und schwerer. Unterschiedliche Temperaturen in verschiedenen Tiefen bewirken Dichteunterschiede des Wassers, so dass es zu keinen vertikalen Vermischungen des kompletten Wasserkörpers kommen kann – der See ist „geschichtet". Im Winter wird dieses Phänomen → *Winterstagnation* genannt (→ Abb. 2.2.1).

Steigt mit dem Sonnenstand im Frühjahr die Temperatur, so schmilzt zunächst die Eisdecke und die schließlich oben aufschwimmende Wasserschicht kann sich allmählich erwärmen. Erreicht diese 4 °C, so sind die Dichteunterschiede des Wassers im See aufgehoben und er kann ungehindert von oben bis unten durchmischt werden. In dieser Jahreszeit wird die vollkommene Durchmischung eines Sees durch Winde oder gar Stürme angetrieben – es kommt zur → *Frühjahrszirkulation*. Allmählich wärmt die Luft die obersten Wasserschichten weiter auf, bis schließlich im Frühsommer in vielen Seen des bayerischen Voralpenlands Badetemperaturen erreicht werden. Diese Erwärmung des Oberflächenwassers bedingt wiederum, dass dessen Dichte wieder abnimmt. In der Folge schwimmt das warme Wasser oben auf und es stellt sich erneut eine Schichtung ein – die → *Sommerstagnation*. Werden badetaugliche Temperaturen von 20 °C oder mehr festgestellt, erreichen in der Regel aber nur die obersten Meter des Sees diese Temperatur, da die Erwärmung ausschließlich von oben durch Sonne und Luft erfolgt. Diese warme Oberflächenschicht gleicher Dichte wird als → *Epilimnion* bezeichnet. In der Tiefe des Sees bis zu seinem Grund verbleibt hingegen das mit ca. 4 °C schwerste Wasser wie eine Bleikugel und bildet das sogenannte → *Hypolimnion* aus. Dazwischen entsteht die sogenannte → *Sprungschicht*, die auch als → *Metalimnion* bezeichnet wird und in der die Temperatur und somit auch die Dichte

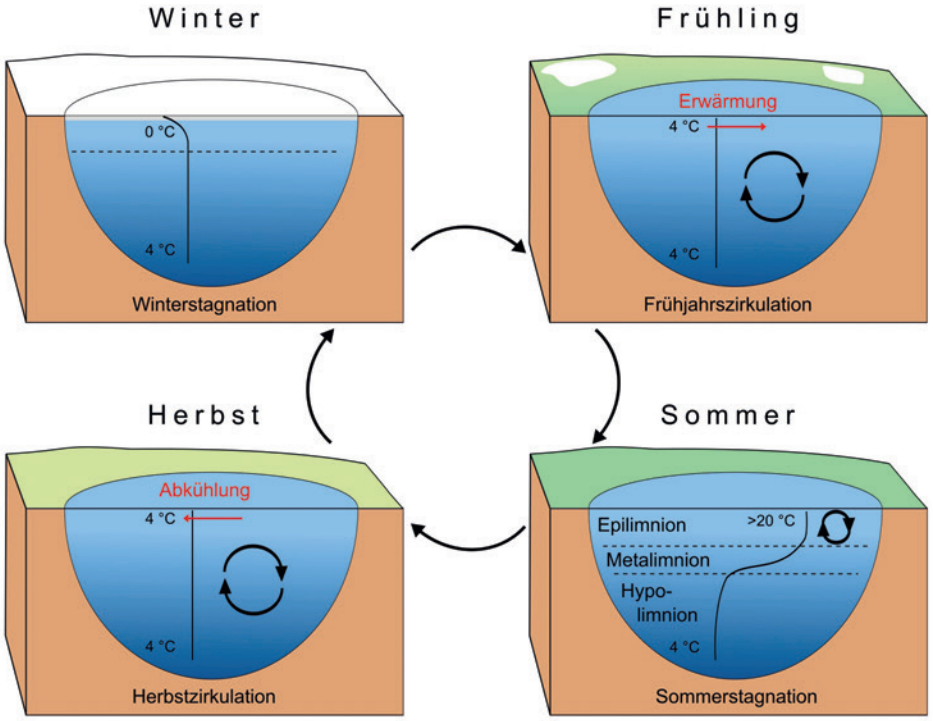


Abb. 2.2.1

Jahreszyklus eines → *dimiktischen* Sees in Bayern mit Wassertemperaturen. Das 4 °C kalte Wasser hat die höchste Dichte und ist daher ganzjährig in den unteren Schichten vorzufinden. Erreicht die Oberflächentemperatur in Frühling und Herbst ebenfalls 4 °C, kann der See den kompletten Wasserkörper umwälzen. Im Sommer beschränken sich Durchmischungen auf die obersten Wasserschichten gleicher Temperatur.

innerhalb weniger Meter mit zunehmender Tiefe sprunghaft abnimmt (→ Abb. 2.2.1). Gerade im Frühsommer, wenn die Schichtung durch die Erwärmung erst einsetzt, können Badende die Tiefe der → *Sprungschicht* noch mit den Füßen erfühlen, wenn es am Bauch bereits angenehm warm und an den Füßen noch sehr kalt ist. Zum Zeitpunkt der → *Sommerstagnation*. kann nur noch das gleichmäßig erwärmte → *Epilimnion* durch den Wind durchmischt werden. Wegen seiner mit der Tiefe zunehmenden Dichte wird das → *Metalimnion* nicht mehr durch die Windenergie erfasst und wirkt als Barriere, so dass auch das darunterliegende → *Hypolimnion* nicht durch den Wind bewegt werden kann, obwohl dessen Wasser die gleich Dichte aufweist.

Im Herbst kühlen Luft und Seeoberfläche mit abnehmender Einstrahlung allmählich wieder ab. Erst, wenn sich der gesamte Wasserkörper annähernd auf 4 °C abgekühlt und sich der Temperatur der untersten Schichten angelichen hat, kann der See wieder durch die nun meist einsetzenden Herbststürme komplett durchmischt werden – es erfolgt die → *Herbstzirkulation*. Bei weiterer Abkühlung friert der See schließlich zu und es kommt erneut zur → *Winterstagnation*.

2.2.2 Durchmischungstypen

Seen mit dem oben beschriebenen Jahresablauf werden → *dimiktisch* genannt – da sie zwei Mal im Jahr durchmischt werden (→ Abb. 2.2.1). Dies trifft auf die meisten natürlichen bayerischen Seen zu, aber es gibt auch andere Durchmischungstypen (→Tab. 2.2.1).

Bei flachen Seen kann sich keine → *Sommerstagnation* einstellen. Sie sind stets von oben bis unten gleich warm bzw. kalt und werden sehr häufig durchmischt, sofern sie nicht zufrieren. Daher wird dieser Durchmischungstyp → *polymiktisch* genannt. Bergseen im Hochgebirge sind dagegen so kalt, dass sie von Oktober bis Mai zugefroren sind und meistens weitere Monate kleine Eisschollen tragen, so dass das Wasser an der Oberfläche bis in den Sommer hinein ca. 0 °C hat. Nur in einer kurzen Phase im Hochsommer erwärmen sich diese Bergseen, dass eine Durchmischung möglich wird, bevor sie kurz darauf wieder zufrieren. Dieser Durchmischungstyp, bei dem sich der See nur einmal im Sommer durchmischt, wird kalt- → *monomiktisch* genannt. Bei den größten Seen im Voralpenland kann es jedoch auch vorkommen, dass sie aufgrund ihrer großen

Bezeichnung	Durchmischungstyp
dimiktisch	■ tiefere Seen ■ geschichtet im Winter und Sommer ■ zirkulieren im Frühjahr und Herbst
kalt-monomiktisch	■ tiefere Seen ■ lange Phase winterlicher Schichtung (Herbst, Winter, Frühjahr) ■ zirkulieren nur im Sommer
warm-monomiktisch	■ tiefere Seen ■ lange Phase sommerlicher Schichtung (Frühjahr, Sommer, Herbst) ■ zirkulieren nur im Winter
polymiktisch	■ flache Seen ■ keine Schichtung ■ zirkulieren häufig

Tab. 2.2.1
Durchmischungstypen bayerischer Seen.

Wärmespeicherkapazität erst im Winter so weit abkühlen, dass sie sich durchmischen können. Kurz darauf nimmt die Sonneneinstrahlung wieder so stark zu, dass das Oberflächenwasser dieser Seen wieder erwärmt wird. Die sommerliche Schichtung setzt daher bereits sehr früh im Jahr wieder ein. In diesem Fall ist der See warm-→ *monomiktisch*.

Die meisten Seen der erwähnten Durchmischungstypen werden zum Zeitpunkt der Zirkulation in der Vertikalen komplett durchmischt, was als → *Holomixis* bezeichnet wird. Es gibt aber auch Sonderfälle, bei denen immer nur der obere Teil des Wasserkörpers durchmischt wird, während das Tiefenwasser nie in die Zirkulation einbezogen wird. Solche Seen sind → *meromiktisch* wie zum Beispiel der Alatsee bei Füssen oder der Eishaussee in der Osterseenkette. Die Ursachen für die → *Meromixie* sind vielfältig. Die Topografie des Seeumlandes, z.B. Bäume oder Berge, kann eine windgeschützte Lage bedingen. Auch die Morphologie des Seebeckens, wenn die Oberfläche des Gewässers im Verhältnis zur Tiefe sehr gering ist, oder die Einleitungen von salzhaltigem und somit schwererem Wasser verhindern eine vollständige Durchmischung bis zum Grund. Im stets sauerstofffreien Tiefenwasser dieser Seen können nur ausgesprochene Spezialisten überleben wie sulfatreduzierende Bakterien, sogenannte Desulfurikanten, die mit Sulfat atmen und ohne Licht auskommen können. Wasser aus diesen Tiefen riecht daher meist nach faulen Eiern, d.h. nach dem Schwefelwasserstoff, den die Bakterien erzeugen.

2.2.3 Verteilung der Nährstoffe

Welche Nährstoffgehalte in den verschiedenen Tiefen gelöst sein können, hängt von den Zuflüssen und vom Schichtungsverhalten eines Sees ab. Dabei stehen die Konzentrationen an Phosphor im Vordergrund, da dieser Stoff in der Regel der begrenzende Faktor für die Pflanzenproduktion bzw. für die → *Trophie* ist. Zusätzlich wird die Verfügbarkeit von Phosphor durch die Sauerstoffverhältnisse beeinträchtigt. Natürlicherweise sind die meisten bayerischen Seen klar, nährstoffarm und weisen ein relativ geringes Algenwachstum auf. Die Sauerstoffkonzentrationen dieser Seen werden kaum durch Organismen beeinflusst. Die Sauerstoffmengen, die im durchlichteten, oberen Bereich des Sees durch → *Photosynthese* produziert werden, fallen nicht ins Gewicht. Auch der Sauerstoffverbrauch im → *Hypolimnion* durch die Atmung beim mikrobiellen Abbau von abgestorbenen Organismen ist unbedeutend, da nur wenig Material absinkt. Die Sauerstoffkonzentrationen dieser Seen hängen also rein physikalisch von den Wassertemperaturen ab. Da die Löslichkeit von Sauerstoff mit zunehmender Erwärmung abnimmt, ist die Menge an gelöstem Sauerstoff im Sommer im Oberflächenwasser am geringsten (→ Abb. 2.2.2).

Phosphatlöslichkeit am Gewässergrund

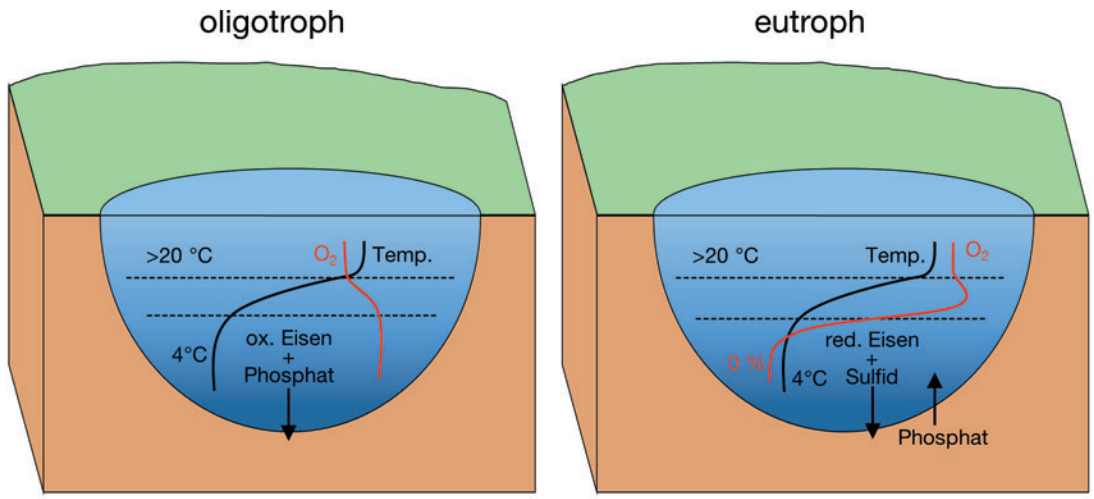


Abb. 2.2.2
Sauerstoffverhältnisse während der → *Sommerstagnation* in nährstoffarmen (→ *oligotrophen*) und -reichen (→ *eutrophen*) Seen und die Folgen für den Nährstoffhaushalt.

Mit zunehmendem Nährstoffgehalt verstärkt sich jedoch das Wachstum der Algen sowie der davon lebenden Tiere und der See wird trüber. Nach dem Absterben der Organismen sinken diese zum Grund, wo die tote Biomasse unter Sauerstoffverbrauch abgebaut wird. Dadurch kann der Sauerstoffgehalt über dem Gewässergrund dramatisch absinken und schließlich sogar vollkommen aufgezehrt werden.

Solange noch Sauerstoff vorhanden ist, liegen die stets vorhandenen Eisenionen in oxidierter Form vor und bilden schwerlösliche Eisen-Phosphat-Verbindungen, die sich im Sediment ablagern. Dieser Prozess wird → *Phosphatfalle* bezeichnet (→ Abb. 2.2.3). Der Bereich der Phosphatfalle lässt sich sehr gut an einem Sedimentkern aus einem → *oligotrophen* See erkennen. Das Tiefenwasser und die oberen Schichten des Sediments sind sauerstoffreich. Daher ist das Sediment an der Sediment-Wasser-Kontaktzone rostrot, da hier oxidierte Eisenionen vorliegen, die das Phosphat binden (→ Abb. 2.2.2 links). Bei Sauerstoffmangel werden die Eisenionen reduziert und das Phosphat löst sich aus der festen Bindung. Gleichzeitig wird der Abbau der Biomasse nun von Bakterien geleistet, die Sulfat atmen können. Dabei entsteht faulig stinkender Schwefelwasserstoff, der in Wasserstoffionen und Sulfide zerfällt. Letztere bilden mit den gelösten reduzierten Eisenionen nun schwarzes nahezu unlösliches Eisensulfid. Daher erscheint der obere Bereich eines Sedimentkerns aus einem → *eutrophen* See schwarz (→ Abb. 2.2.2 rechts), da hier das Tiefenwasser und die Sediment-Wasser-Kontaktzone sauerstofffrei sind. In diesem See steht das Eisen nicht mehr für die → *Phosphatfalle* zu Verfügung, selbst wenn im folgenden Herbst bei der Vollzirkulation wieder Sauerstoff in das Tiefenwasser gelangt. Mit der Durchmischung werden allerdings auch die gelösten Nährstoffe, die sich im Tiefenwasser angereichert haben, als Dünger im ganzen Wasserkörper verteilt und fördern weitere Algenmassenentwicklungen, so dass ein sich selbst verstärkender Kreislauf entsteht.

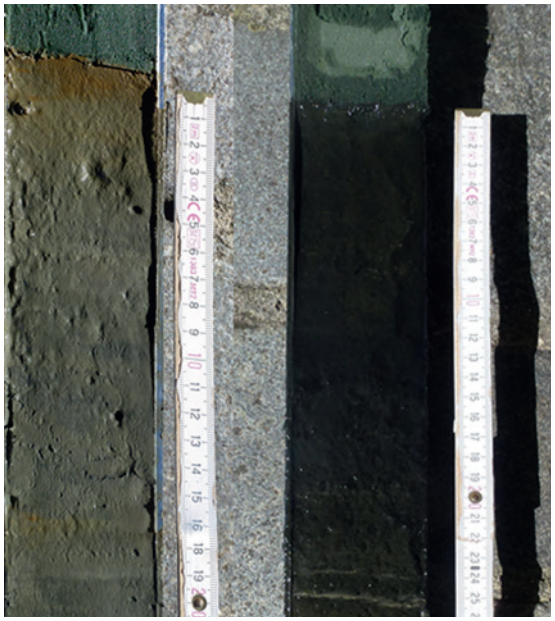


Abb. 2.2.3
Sedimentkerne links, → *oligotropher* See, oberer Bereich rostrot, Eisenionen oxidiert, Bildung von unlöslichem Eisenphosphat; rechts, → *eutropher* See, oberer Bereich schwarz, Eisenionen reduziert, Bildung von unlöslichem Eisensulfid.



Abb. 2.3.1

Seen als prägende Elemente der bayerischen Landschaft, wie z.B. der Riegsee bei Murnau.

2.3 Seen als prägende Ökosysteme bayerischer Landschaft

Bayern gilt als Land der Seen. Vor der Kulisse der Alpen sind die großen Seen, wie der Ammersee, der Starnberger See, der Chiemsee und der Waginger-Tachinger See aber auch der Königsee oder der Eibsee weit über die Landesgrenzen bekannt. Darüber hinaus finden sich von Lindau bis Berchtesgaden viele weitere größere Seen und eine Fülle von Kleinseen, die für das bayerische Voralpenland charakteristisch sind (→ Abb. 2.3.1). Ebenso gehören natürliche und künstliche Seen in Nordbayern zum bayerischen Landschaftsbild, wie z.B. die Seen im Bayerischen Wald oder die Mittelfränkische Seenplatte.

2.4 Bayerns Seen im Klimawandel – Folgen für die Ökosystemleistung

Seen erfüllen in Bayern wichtige → *Ökosystemleistungen*. So bildet die traditionelle Seenfischerei die Erwerbsgrundlage für die bayerischen Berufsfischer und liefert gleichzeitig wertvolle Lebensmittel für die Bevölkerung. Darüber hinaus leisten Seen wesentliche Dienste im präventiven Gesundheitsschutz, indem sie viele Möglichkeiten zur Erholung und zum Wassersport bieten, speziell an heißen Sommertagen. Die vielfältigen Möglichkeiten im Freizeitbereich und die landschaftliche Schönheit der Seen machen Bayern zu einem attraktiven Urlaubsland und sind ein bedeutender Faktor für die Tourismusbranche.

Im Zeitraum von 1960 bis 1980 waren die → *Ökosystemleistungen*, die durch die bayerischen Seen erbracht werden, schon einmal stark beeinträchtigt. Damals hat vor allem das Aufkommen phosphathaltiger Waschmittel eine massive → *Eutrophierung* der Gewässer verursacht. In vielen Seen entstanden → *Algenwatten*, die sich sammel-

ten und stinkend vor sich hin rotteten. Durch diesen unnatürlichen Nährstoffanstieg nahm zwar der Fischertrag in unseren großen Seen deutlich zu. Die Sauerstoffverhältnisse über dem Gewässergrund hatten sich jedoch durch die → *Eutrophierung* dramatisch verschlechtert, so dass sich der Fischlaich und die -larven nicht mehr in den Seen entwickeln, sondern in großen Mengen in Brutanstalten zum anschließenden Besatz erbrütet werden mussten. Mit der Entwicklung von phosphatfreien Waschmitteln, dem Bau von Ringkanalisationen und von Kläranlagen mit weitestgehender Stickstoff- und Phosphatelimination konnten schließlich Abwässer von Seen ferngehalten werden. Durch diese Sanierungsmaßnahmen erholten sich in den 1990er Jahren wieder alle Seen Bayerns und das natürliche Gleichgewicht konnte nahezu wiederhergestellt werden.

Seit der Jahrtausendwende sind die Seen allerdings von einer neuen Veränderung betroffen: dem Klimawandel. Infolge der milderen Winter kommt es zu einer Verkürzung der eisbedeckten Zeit, die zunehmend völlig ausbleiben kann. Anschließend erreichen die Seen immer früher im Jahr, oft noch im Winter, 4 °C und können sich durchmischen. Durch diese Entwicklung wird schließlich die Erwärmung der Oberfläche eines Sees eingeleitet und damit die → *Sommerstagnation*, so dass sich früher ein → *Epilimnion* etablieren kann. Dieses wird im Verlauf des Sommers kontinuierlich wärmer und mächtiger, d.h. die Ausdehnung des → *Epilimnions* nimmt sukzessive zu (→ Abb. 2.4.1). Zunehmend häufigere Hitzesommer verstärken diese Entwicklung. Infolgedessen wird die → *Sommerstagnation* immer stabiler und bleibt zunehmend länger bis in den späten Herbst hinein erhalten. Daher kühlen die Seen erst später so weit ab, dass sie komplett durchmischt werden können, und die → *Herbstzirkulation* verschiebt sich in die Wintermonate. Das heißt aus → *dimiktischen* Seen werden warm-→ *monomiktische*. Große Seen wie der Bodensee, die aufgrund des enormen Wasserkörpers bedeutende Mengen der sommerlichen Wärmeenergie speichern können, zählen bereits zu den Gewässern dieses Durchmischungstyps.

Die Verlängerung der sommerlichen Schichtung in Kombination mit höheren Wassertemperaturen fördert das Algenwachstum im durchlichteten oberen Bereich der Seen. Dadurch sinkt immer mehr Biomasse zum Gewässergrund, die dort abgebaut wird und zu zunehmender Sauerstoffzehrung führt. Wegen der Ausdehnung der Schichtungsphase dauert es immer länger, bis das Sauerstoffdefizit im → *Hypolimnion* wieder durch eine Vollzirkulation ausgeglichen werden kann. Durch die Klimaerwärmung wird also eine → *Eutrophierung* vieler bayerischer Seen hervorgerufen, da wegen des fehlenden Sauerstoffs im Tiefenwasser die sogenannte → *Phosphatfalle* nicht mehr wirkt und es sich im Zuge der sich anschließenden Durchmischung zu einer Selbstdüngung der Seen kommt. Dieser Prozess verstärkt sich selbst, da in der Folge steigende Temperaturen und höhere Nährstoffgehalte immer stärkere → *Algenblüten* bewirken [→ 2].

Diese Entwicklungen können auch für Menschen und Tiere weitreichende Folgen haben. Die Wasserqualität in den verschiedenen bayerischen Seetypen wird in vielfacher Weise nachhaltig beeinträchtigt, was sich auf die Lebensräume der aquatischen Organismen und auch der Vögel bzw. der am Wasser lebenden Landtiere auswirkt. Gleichzeitig wird die Nutzung der Seen durch den Menschen infolge des Klimawandels eingeschränkt.

Neben den beschriebenen grundlegenden Effekten des Klimawandels auf Seen werden in den folgenden Kapiteln weitere Aspekte der Auswirkungen in verschiedenen Gewässertypen beleuchtet, wobei klare Bergseen, große Seen des Alpenvorlands und algentrübe Kleinseen im Mittelpunkt stehen.

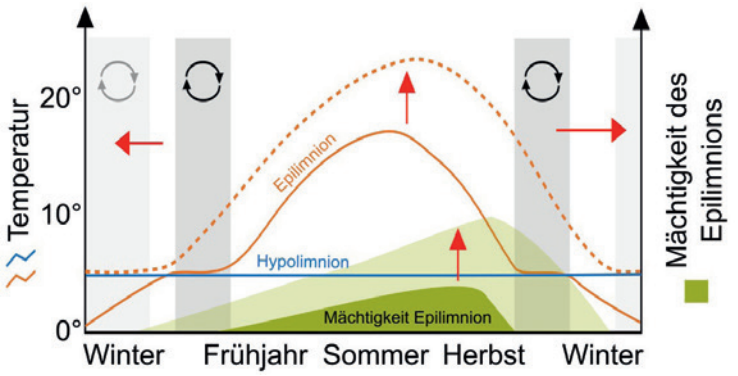


Abb. 2.4.1
Verlängerung der → *Sommerstagnation* durch die Klimaerwärmung, siehe rote Pfeile.



3 Bergseen im Klimawandel

Weltweit nehmen die Auswirkungen des Klimawandels in den Gebirgen mit der Höhe zu. Daher sind auch die Alpen besonders von der globalen Erwärmung betroffen.

Bergseen, in denen sich die umliegenden Gipfel spiegeln, gehörten lange zum Inbegriff unberührter Natur. Sie finden sich zahlreich in verschiedenen Höhenstufen der bayerischen Alpen, die sich von Berchtesgaden bis zum Bodensee erstrecken. Aufgrund der Lage der Bergseen sind ihre Lebensgemeinschaften an die extremen Witterungsbedingungen im Gebirge angepasst und reagieren äußerst empfindlich auf die Temperaturerhöhung, die sich im Zuge des Klimawandels einstellt. Da Algengemeinschaften am Beginn der Nahrungskette stehen, wirken sich durch den Klimawandel bedingte Veränderungen der Algenbiomasse und -zusammensetzung auf das gesamte Ökosystem Bergsee aus.

3.1	Bedeutung der Bergseen für den bayerischen Alpenraum	15
3.2	Sonderrolle der Alpen im Klimawandel	16
3.3	Definition „Bergsee“	19
3.4	Steckbrief der Bergseen	21
3.5	Erforschung der bayerischen Bergseen	27
3.6	Schutz und Erhalt der bayerischen Bergseen	45

3.1 Bedeutung der Bergseen für den bayerischen Alpenraum

Bergseen sind für das Leben im Gebirge essenziell, vor allem wenn konstant wasserführende Quellen und Fließgewässer in der direkten Umgebung fehlen. Bergseen dienen nicht nur der Wasserversorgung von Nutztieren bei der Almwirtschaft, sondern vor allem der alpinen Flora und Fauna. Offensichtlich ist die direkte Versorgung der Pflanzen über Wurzeln und der Tiere, die die Seen als Tränken nutzen (→ Abb. 3.1.1). In den → *Kar*mulden, in denen sich die Bergseen befinden, kann sich allerdings auch ein spezielles → *Mikroklima* ausbilden, das feuchter und vor allem im Sommer geringeren Temperaturschwankungen unterworfen ist. Das heißt, dort herrscht sozusagen marines Klima im kleinen Maßstab. Darüber hinaus speisen viele Bergseen auch Gebirgsbäche und stellen so deren konstanten Abfluss sicher. Gerade an heißen Sommertagen stellen diese Bäche wichtige Lebensadern im Gebirgsraum dar. Von großer Bedeutung ist diese Wasserressource insbesondere in Zeiten des Klimawandels, in dessen Verlauf trockene und heiße Sommer kontinuierlich zunehmen.
Aus diesen Gründen empfiehlt sich ein Schutz der Bergseen, was selbstverständlich die hochangepassten Lebensgemeinschaften in den Seen miteinschließen würde.
In Bergseen können nur bestimmte Organismen vorkommen, die mit dem rauen Gebirgsklima zurechtkommen. Das Gebirgsklima zeichnet sich durch kurze → *Vegetationsperioden*, lange Eisbedeckung, höhere UV-Strahlung, extremere Temperaturschwankungen und zumeist wenig Nährstoffe aus. Diese Tatsache macht letztlich das → *„Ökosystem* Bergsee“ selbst speziell für den Klimawandel sensibel. Somit können diese Ökosysteme nicht nur als → *Ökosystemdienstleister* fungieren. Sie sind auch Indikatoren, das heißt regelrechte „Frühwarnsysteme“ für Effekte des Klimawandels und dessen Folgen direkt vor unserer Haustür und zudem sind Bergseen zahlreich vorhanden. Sie sind für die meisten zunächst schöne Anziehungspunkte, wofür viele Bergsteiger bei ihren Wanderungen gerne auch kleine Umwege in Kauf nehmen (→ Abb. 3.1.2). Gerade an heißen Sommertagen verleiten sie dazu, hineinzuspringen, sich zu erfrischen und abzukühlen oder schlicht seine Trinkflaschen aufzufüllen. Lokale Tourismusverbände werben auch gern mit „ihren“ Bergseen für sich und die Region. Allerdings sind Bergseen viel mehr als nur ein alpin-touristischer Magnet.



Abb. 3.1.1
Bergpieper am Oberen Seewisee (Lechtaler Alpen).



Abb. 3.1.2
Sieglseen in den Allgäuer Alpen.

3.2 Sonderrolle der Alpen im Klimawandel

Das Alpenklima

Mit zunehmender Höhe verändern sich zahlreiche meteorologische Parameter, die in Hochlagen andere klimatische Bedingungen zur Folge haben als etwa im bayerischen Flachland. Zuallererst nimmt die Temperatur mit der Höhe um 0,6 °C pro 100 m ab und die UV-Strahlung nimmt aufgrund der dünner werdenden Luft zu [→ 3]. Neben den offensichtlichen Effekten wie zum Beispiel einem schnelleren Sonnenbrand auf der kühlen Zugspitze als im warmen München treten im → *Ökosystem* „Alpen" andere Folgen in den Vordergrund. Niedrigere Temperaturen mit zunehmender Höhe bedingen kürzere → *Vegetationsperioden*, längere Winter und größere winterliche Schneelasten. Diese Faktoren definieren beispielsweise die gegenwärtige Baumgrenze bei etwa 1600–1800 m. Latschenkiefern dagegen sind ein Beispiel für besondere Anpassungen, wie sich Pflanzen durch ihren strukturellen Bau gegen widrige Bedingungen wie z.B. Schneebruch wappnen und dadurch auch in größeren Höhen vorkommen können [→ 4].

Weitere Effekte von Gebirgen sind sogenannte Staulagen. Feuchte Luftmassen stauen sich an → *Orografischen* Hindernissen und werden durch die Luftströmung in eine Aufwärtsbewegung gezwungen. Da sich dadurch die Luft mit der Höhe abkühlt und kältere Luft eine geringere Wasserkapazität aufweist, müssen Wolken abregnen oder abschneien. Folglich sind alpine Standorte deutlich niederschlagsreicher und weisen oft ein Vielfaches der Niederschlagsmengen im Vergleich zum Flachland auf.

Der Klimawandel in den Alpen

Mit der Klimaerwärmung gehen in den bayerischen Alpen zunächst die primären Effekte einher wie geringere Schneefallmengen und kürzere Winter. Eine dementsprechend verlängerte Vegetationsperiode im Gebirge fördert schließlich das Pflanzenwachstum in den Hochlagen. Bislang dominieren dort karge Gesteinsfluren, die nun zunehmend von → *Pionierpflanzen* wie Gräsern besiedelt werden können. Die rückläufigen winterli-

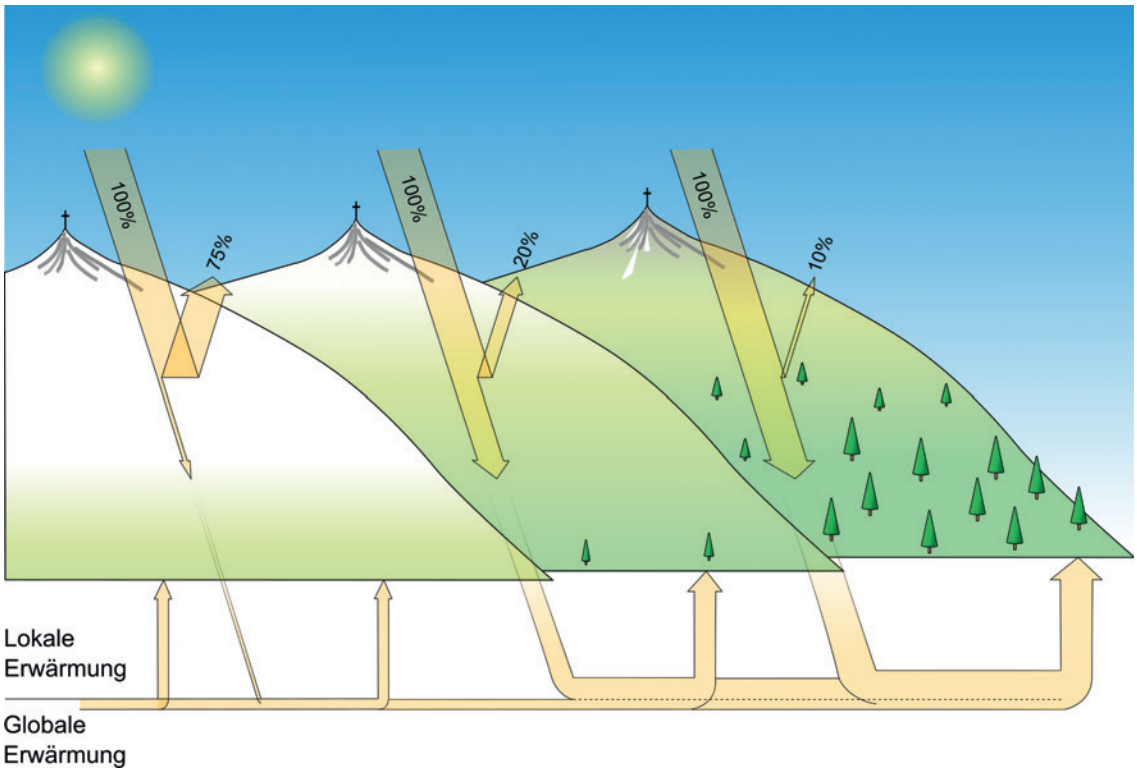


Abb. 3.2.1

Durch den Klimawandel angestoßener Teufelskreis der Erwärmung in Gebirgsräumen. Durch rückläufige Schnee- und Eisbedeckung verringert sich die Reflexion und verstärkt sich die Absorption der Wärmestrahlung.

chen Schneelasten begünstigen schließlich auch erste Gehölze, darunter Alpenrosen und Latschenkiefern, aber auch erste Lärchen und Fichten – die Baumgrenze steigt an [→ 5]. Die kontinuierlich dichter werdende Vegetation produziert zunehmend organisches Material, z.B. abgestorbene Grashalme und Nadeln, und fixiert dieses auch durch das Wurzelwerk – es entsteht dunkler organischer Boden. Zusammen mit der aufkommenden Vegetation absorbiert und speichert dieser die von der Sonne einfallende Wärmestrahlung immer mehr, wo zuvor noch Schneeflächen die Wärme reflektiert hatten. Dieses deutlich schlechtere Rückstrahlvermögen, die sogenannte → *Albedo*, verstärkt die Erwärmung.

Dadurch entsteht schließlich ein Teufelskreis, bei dem sich die Faktoren höhere Temperaturen, weniger Schnee, mehr Boden und Vegetation wechselseitig verstärken. Dadurch wird die Erwärmung in den Gebirgsräumen im Vergleich zu Flachlandstandorten, wo dichte Vegetation und schneearme Winter die Regel sind, förmlich multipliziert (→ Abb. 3.2.1). In hochalpinen Regionen, in denen noch Gletscher vorkommen, z.B. im Blaueiskar, wirkt das Abschmelzen der Eisflächen teils noch drastischer, da dessen ganzjährig kühlender Effekt immer schwächer wird und schließlich gänzlich ausbleibt.

Daneben steht auch eine Vielzahl komplexer Prozesse, die verstärkend bei der Erwärmung der Gebirge eingreifen [→ 6]. Luft kann beispielsweise bei höheren Temperaturen mehr Wasser und damit auch mehr Wärmestrahlung speichern, so dass die Erwärmung auch physikalisch vor allem in den kühlen Hochlagen die stärksten Auswirkungen hat.

Spezielle Gefahren durch den Klimawandel im Gebirge

Neben schleichenden Prozessen wie dem Anstieg der Baumgrenze und immer milderen Wintern, sind es vor allem akute Ereignisse, die die speziellen Gefahren des Klimawandels im Gebirge ausmachen. Im Hochgebirge ist das Auftauen des → *Permafrosts* und der damit einhergehenden zunehmenden Instabilität der hohen Berge sowie ein erhöhtes Steinschlagrisiko bereits ein allgegenwärtiges Thema. Das Zusammenspiel aus ansteigender Temperatur, Staulagen und rückläufiger Schnee- und Eisbedeckung birgt aber auch in den besiedelten und niedrigeren Lagen der bayerischen Alpen zunehmende Gefahren. Die wärmeren Luftmassen, die infolge des Klimawandels zunehmend auftreten, können mehr Wasser speichern, sich speziell an den Alpen aufstauen und zu Starkniederschlagsereignissen führen. Da Niederschläge auch in den Alpen zunehmend seltener als Schnee fallen, sind häufiger Hochwasser die unmittelbare Folge [→ 7, → 8]. Durch den fortschreitenden Rückgang der Schneebedeckung fehlt in der Höhe zudem der Schutz vor Erosion, so dass auch die Gefahr von Muren in immer höheren Lagen besteht und somit größere Hänge betrifft.

Spezielle Wetterlagen können allerdings auch komplett gegensätzliche Ereignisse mit sich bringen (→ Info-Kasten). Dadurch sind auch extreme Wintereinbrüche als Folge des Klimawandels zu sehen. Im Januar 2019 ging beispielsweise ein Starkniederschlagsereignis in den bayerischen Voralpen und bayerischen Alpen komplett als Schnee nieder und führte mit teils mehreren Metern Neuschnee innerhalb weniger Tage zu einer bedrohlichen Lawinensituation. Solche besonderen meteorologischen Bedingungen führen andererseits auch zu Dürreperioden, wenn sich etwa stabile Hochdruckgebiete stationär über Mitteleuropa etablieren.

Der Klimawandel und der Jetstream

Geringer werdende Temperaturunterschiede zwischen Polar- und Äquatorregionen schwächen die ausgleichenden Zirkulationssysteme zwischen beiden Arealen. Dazu gehört in unseren Breiten der Jetstream, eine konstante, starke und stabile Weströmung in großen Höhen. Da der Klimawandel die Polarregionen um ein Vielfaches mehr als die Äquatorregion erwärmt, kann sich der Jetstream abschwächen, verlangsamen und ins „Schlingern“ geraten. Dies erlaubt nicht nur heißer Saharaluft, sondern auch kalter Polarluft, ungehindert und länger anhaltend nach Mitteleuropa einzuströmen. Entgegen der Erwartung einiger verursacht die Klimaerwärmung also nicht nur extremere Sommer, sondern auch extremere Winter.

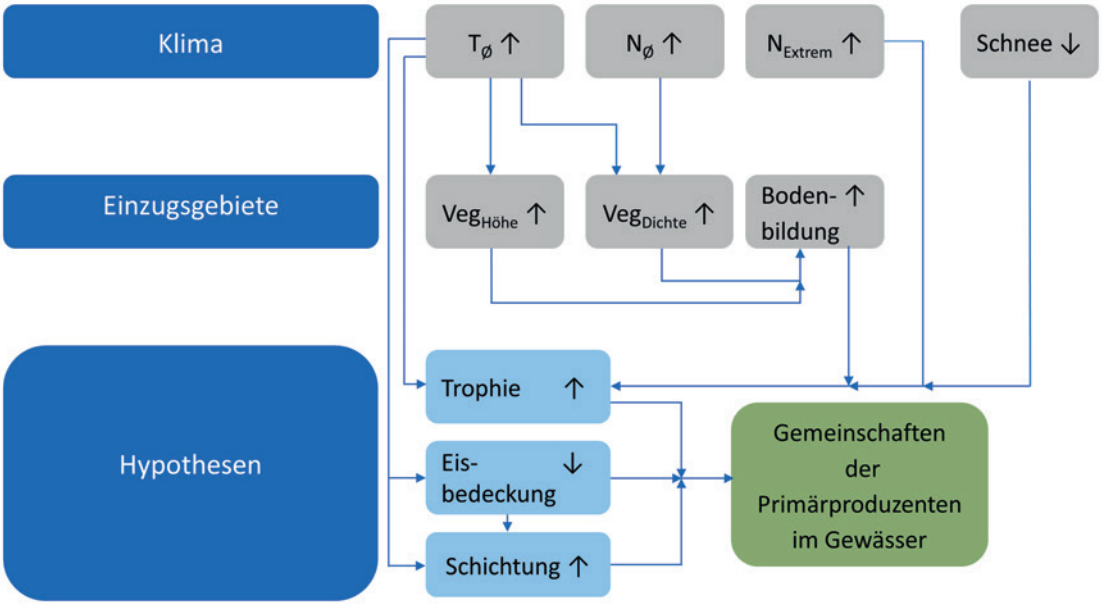


Abb. 3.2.2

Folgen der Klimaerwärmung auf die Einzugsgebiete der Bergseen und Hypothesen der Auswirkungen auf die Bergseen.

T: Temperatur, N: Niederschlag, Veg: Vegetation.

Im Gebirge können solche Trockenperioden in der Regel durch große Grundwasserspeicher im Berg, bis in den Sommer überdauernde Schneefelder oder auch durch Gletscher als Wasserspender überwunden werden. Doch mit zunehmender Erwärmung im Gebirge drohen diese bislang verlässlichen Wasserspeicher zu versiegen.

Wie wirkt sich diese spezielle Situation auf Bergseen aus?

Um dieser Frage nachzugehen, finanzierte das Bayerische Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz von 2016 bis 2020 die Studie „Bergseen im Klimawandel – Einfluss und Anpassung – Verschiebung der Primärproduzenten in Bergseen als Indikator des Klimawandels".

Dem Forschungsansatz lagen folgende Hypothesen zugrunde: Mit zunehmenden Temperaturen und Jahresniederschlägen im Alpenraum ist ein Anstieg der Vegetation in größere Höhen bei gleichzeitiger Zunahme der Vegetationsdichte zu erwarten. Dadurch kommt es zu gesteigerter Bodenbildung. Diese Entwicklung in Kombination mit zunehmender Erosion durch geringere Schneebedeckung und durch extreme Niederschlagsereignisse führt zur Auswaschung von organischem und anorganischem Material aus den Böden, das in die Bergseen eingetragen wird. Eine Folge des Zusammenspiels aus größerer Nährstoffverfügbarkeit und ansteigender Temperatur bzw. verlängerten → *Vegetationsperioden* ist der Anstieg der → *Trophie* in den Bergseen. Weitere Konsequenzen der Erwärmung sind eine verkürzte Eisbedeckung und eine entsprechend verlängerte sommerliche Schichtung der Bergseen. Dieses komplexe Wirkungsgefüge als Folge des Klimawandels im Gebirge hat nachhaltige Auswirkungen auf die hoch angepassten Gemeinschaften der → *Primärproduzenten* in Bergseen (→ Abb. 3.2.2).

3.3 Definition „Bergsee“

Viele verstehen unter dem Begriff „Bergsee“ schlicht einen See in den Bergen wie die bekannten Tourismusmagneten Königssee und Walchensee. Bei genauerer Betrachtung sind diese jedoch als Talseen zu klassifizieren, da sie zwar von Bergen umringt sind, sich aber nicht auf dem Berg, sondern im Tal befinden. Ein Bergsee ist ein Stillgewässer, dessen Oberfläche in der direkten Umgebung nicht den tiefsten Punkt im Gelände darstellt (→ Abb. 3.3.1).

Die meisten Bergseen in den bayerischen Alpen sind im Vergleich zu den Talseen klein. Die größten unter ihnen, wie zum Beispiel der Lautersee bei Mittenwald, erreichen gerade einmal 12 ha, während die bayerischen Talseen zumeist mehrere Quadratkilometer bedecken. Der Königsee hat beispielsweise eine Oberfläche von 522 ha.

Allerdings ist auch Bergsee nicht gleich Bergsee. Je höher er liegt, desto kühler ist er und desto karger ist sein Einzugsgebiet, was deutliche Auswirkungen auf den See hat. Aus kargen Einzugsgebieten können dem See nur wenig Nährstoffe aus Pflanzen, Boden und Gestein zufließen, wodurch wesentlich weniger Algen gedeihen. Seen der Hochlagen erscheinen deshalb meist als klare blaue Juwelen in der Gebirgslandschaft, während tiefer gelegene Bergseen oft bräunlich oder grünlich wirken, trüber und häufig auch reicher an Wasserpflanzen sind. Türkise Gletscherseen nehmen eine Sonderrolle ein, da ihre Farbe und ihre deutliche Trübung auf die sogenannte „Gletschermilch“ zurückzuführen sind. Diese ist direkt dem Gletscher entspringendes Wasser, das reich an fein zerriebenen Gesteinspartikeln ist. Gegenwärtig sind diese Seen in den Alpen in der Regel nur noch in hochalpinen Lagen, das heißt über 2200 m anzutreffen.

Solche Seen bzw. Seen mit einem Gletscher im direkten oberflächlichen Einzugsgebiet kommen allerdings in den bayerischen Bergen nicht mehr vor. Damit beschränken sich die bayerischen Bergseen gemäß ihrem jeweiligen Einzugsgebiet auf drei Höhenlagen: montan, subalpin und alpin. Montane Bergseen sind naturgemäß eingebettet in dichte Fichten-Buchen-Mischwälder und befinden sich kaum höher als 1200 m (→ Abb. 3.3.1). Die subalpine Lage erstreckt sich von über 1000 bis maximal 1800 m. Sie befindet sich zwischen der Waldgrenze, ab der sich geschlossene Waldflächen ausdünnen und

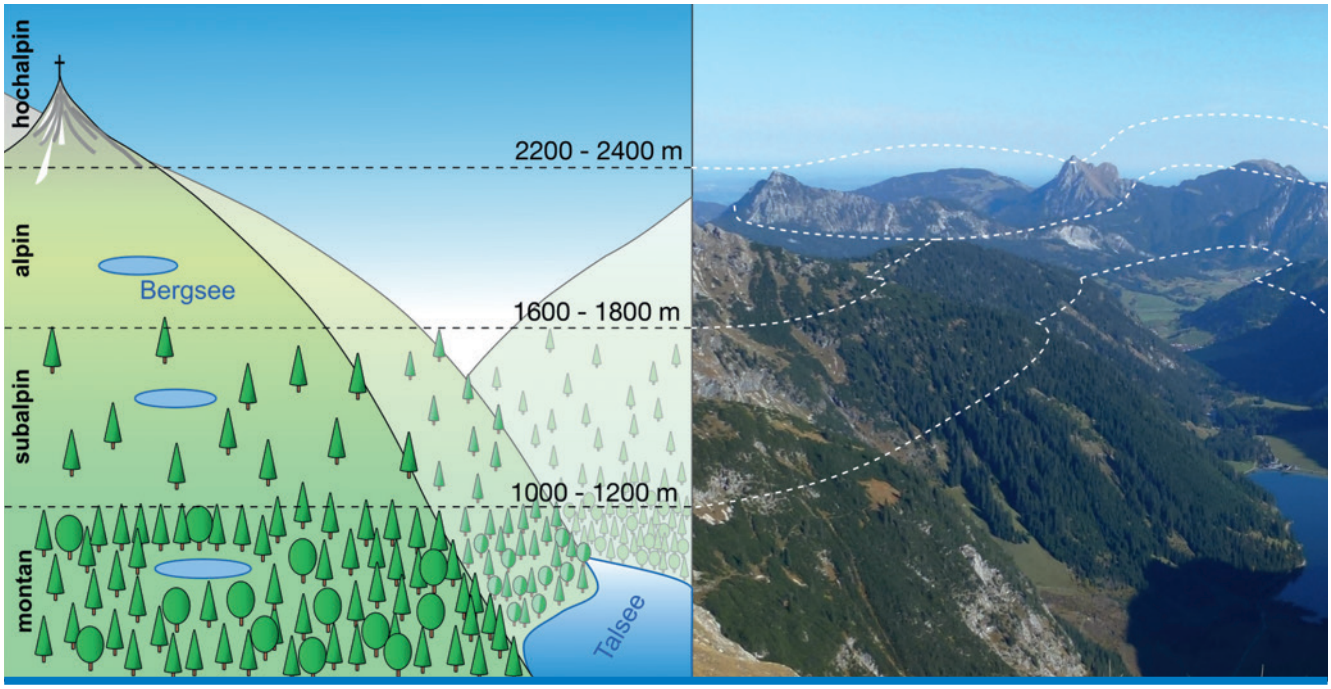


Abb. 3.3.1

Definition und Höhenzonierung der Bergseen in den bayerischen Alpen (links) und am Beispiel des Tannheimer Tals mit Vilsalpsee in den Allgäuer Alpen (rechts).

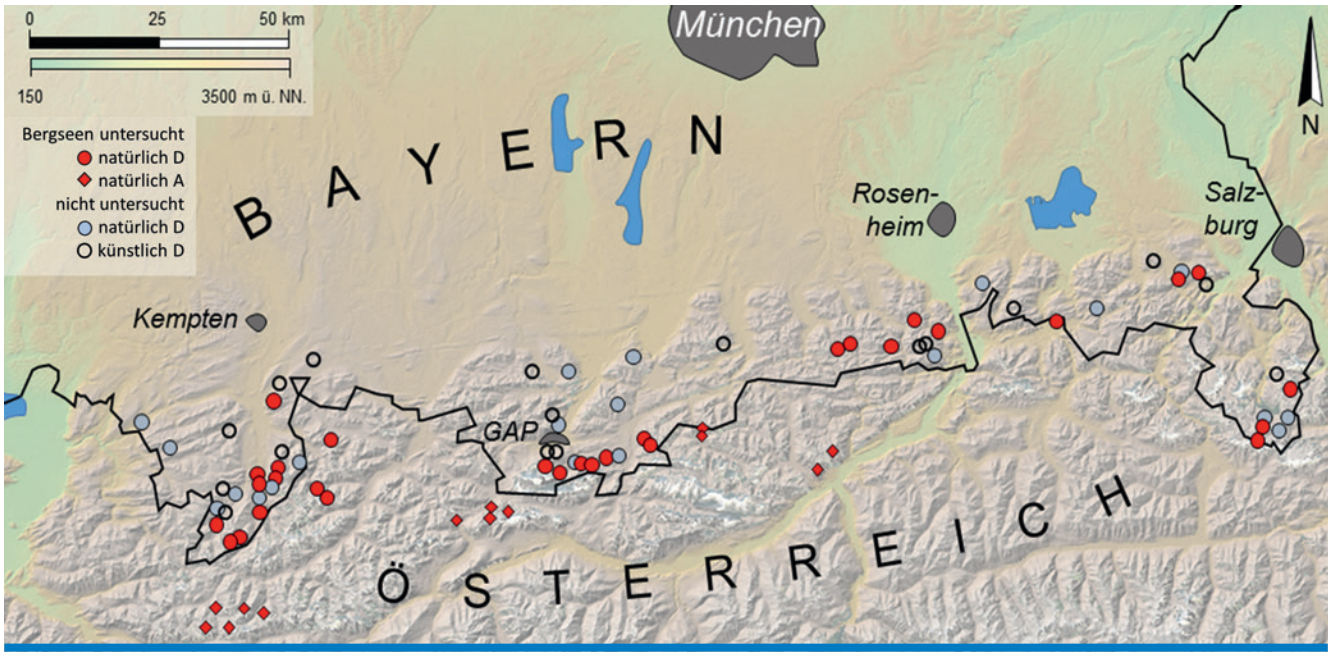


Abb. 3.3.2

Bergseen im bayerischen Alpenraum.

nur noch einzelne Bäume vorkommen, und der Baumgrenze, ab der keine Bäume mehr wachsen können. Diese Höhenstufe ist überwiegend durch lückige Nadelwälder zumeist aus Fichten und Almwiesen geprägt, in die subalpine Bergseen eingebettet sind wie zum Beispiel der Obere und der Untere Seewisee (→ Abb. 3.3.3). Darüber gibt es in Bayern nur noch alpine Seen. Diese liegen über der Baumgrenze, die zwischen 1600 und 1800 m liegt. Die meist kargen Einzugsgebiete der alpinen Seen sind gekennzeichnet durch → *Alpine Matten*, Gesteinsfluren und einzelne Latschen.

Mit der Ausweitung auf angrenzende Tiroler Gebiete wurden 43 Bergseen hinsichtlich der Auswirkungen des Klimawandels untersucht (→ Abb. 3.3.2).

Abb. 3.3.3

Oberer und Unterer Seewisee, Lechtaler Alpen, alpine Stufe.



3.4 Steckbrief der Bergseen

Auf der bayerischen Seite gibt es in den nördlichen Kalkalpen insgesamt 85 Bergseen (→Tab. 3.4.1), die mindestens 0,05 ha groß sind oder einen Durchmesser über 30 m besitzen. Diese Zahl beinhaltet sehr verschiedene Gewässer, die von kleinen zum Teil sogar namenlosen Lachen bis hin zu verhältnismäßig großen Seen von mehreren Hektar reichen. Es zählen aber auch 20 künstliche Gewässer dazu. Unter den bayerischen Bergseen existieren allerdings etliche nur periodisch und trocknen jährlich für ein paar Wochen bis Monate aus. Wie gut das Becken eines Bergsees abgedichtet und wie stabil dementsprechend sein Wasserspiegel ist, ohne dass er rasch absinkt, hängt vor allem von der Geologie ab. In vielen Gebirgsstöcken der bayerischen Alpen steht → *zerklüfteter Hauptdolomit* an oder → *verkarsteter Kalk*. Dort fehlen oft wasserstauende Gesteinsschichten und das Wasser versickert, so dass sich mit Wasser füllende Mulden meist nicht lange halten. Dementsprechend fallen in niederschlagsarmen Sommermonaten oft ganze Gebirgszüge regelrecht trocken wie zum Beispiel die Ammergauer Alpen. Sind dagegen lehmige wasserstauende Schichten vorhanden oder konnten Gletscherbewegungen in → *Karen* stauende → *Grundmoränen* hinterlassen, können sich Bergseen mit stabilen Wasserständen ausbilden. Ohne die periodischen Seen, die Kleinstgewässer und die künstlichen Bergseen, die immer häufiger als Wasserspeicher für Schneekanonen entstehen, verbleiben am Ende rund 40 natürliche Bergseen. Da einige davon durch den Menschen z.B. zur Stromgewinnung genutzt werden oder nicht zugänglich waren, verblieben 27 bayerische Bergseen für die wissenschaftliche Untersuchung. Um die Anzahl der für die Untersuchungen geeigneten Gewässer zu erhöhen, wurden zusätzlich 14 vergleichbare österreichische Bergseen hinzugezogen, die jenseits der bayerischen Landesgrenze auf Tiroler Seite der Alpen liegen. Von insgesamt 24 Seen wurde auch das Sediment untersucht.

Nachfolgend werden alle untersuchten Bergseen kurz anhand von Höhenlage, Gebirgsgruppe, Fläche, Tiefe, → *Sichttiefe* und → *Belastung* charakterisiert. Zunächst werden alle Seen, von denen auch ein Sedimentkern für die paläolimnologischen Studien entnommen wurde, in alphabetischer Reihenfolge jeweils mit einem Foto dargestellt. Anschließend erfolgt ebenfalls in alphabethischer Reihenfolge eine tabellarische Auflistung weiterer Seen, von denen kein Sedimentkern entnommen wurde. Diese Seen wurden hydrophysikalisch und hydrochemisch untersucht und → *Diatomeen*proben von der Sedimentoberfläche über der tiefsten Stelle analysiert. Diese ergänzenden Untersuchungen dienen der Einordnung der paläolimnologischen Studien.

Bayerische Bergseen	
Gesamt	**85**
Natürlich	**65**
davon periodisch	21
zusätzlich gestaut	3
Künstlich	**20**
Stauseen zur Energiegewinnung	10
Reservoire für Schneekanonen	10

Tab. 3.4.1
Anzahl bayerischer Bergseen.

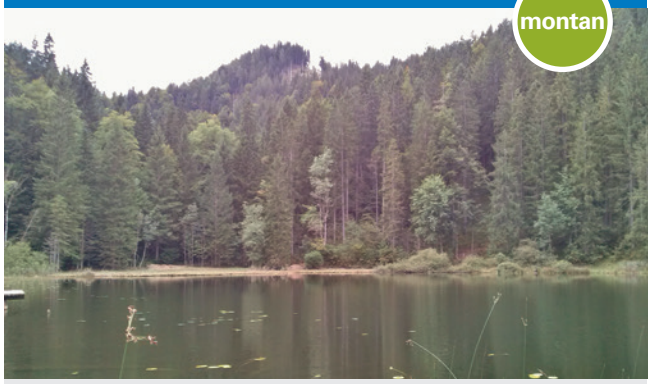


Abb. 3.4.1
Entnahme eines Sedimentkerns unter Eis am Frechensee.

Untersuchte Bergseen mit Entnahme eines Sedimentkerns

Bichlersee

montan



Bayer. Voralpen
Höhe: 955 m
Fläche: 1,4 ha

Tiefe: 5 m
Sichttife: 11 m
Belastung: gering – mäßig

Brendlsee

alpin



Mieminger Kette (A)
Höhe: 1903 m
Fläche: 1,5 ha

Tiefe: 4 – 8,3 m
Sichttiefe: 4 – 8,3 m
Belastung: gering

Delpsee (Nord)

sub-alpin



Karwendelgebirge (A)
Höhe: 1600 m
Fläche: 0,6 ha

Tiefe: 1,5 m
Sichttiefe: 1,5 m
Belastung: mäßig

Drachensee

alpin

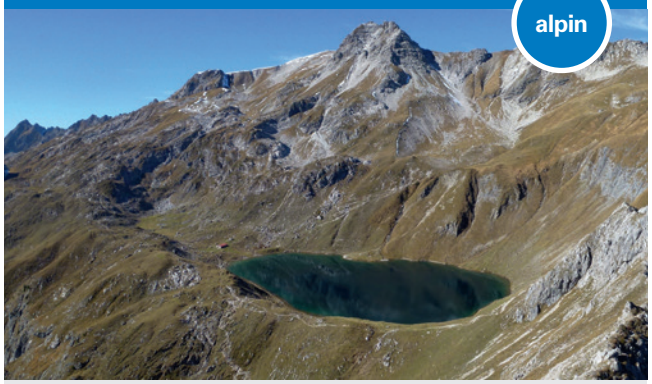


Mieminger Kette (A)
Höhe: 1874 m
Fläche: 5,3 ha

Tiefe: 23,3 m
Sichttiefe: 12,5 m
Belastung: sehr gering

Engeratsgundsee

alpin



Allgäuer Alpen
Höhe: 1876 m
Fläche: 3 ha

Tiefe: 18 m
Sichttiefe: 15,5 m
Belastung: sehr gering

Ferchensee

montan



Wettersteingebirge
Höhe: 1060 m
Fläche: 10,8 ha

Tiefe: 19,2 m
Sichttiefe: 6,8 m
Belastung: mäßig

Frillensee

montan

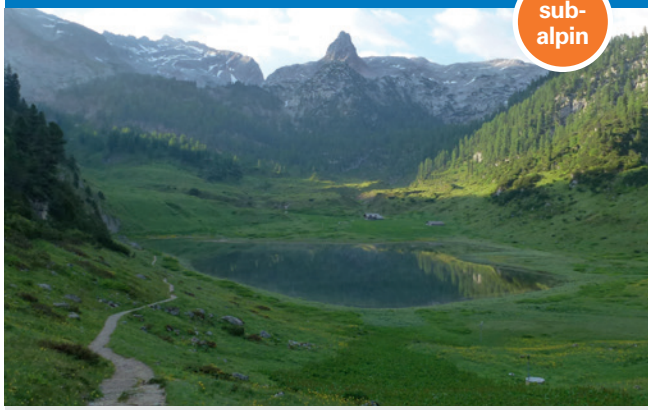


Chiemgauer Alpen
Höhe: 922 m
Fläche: 4,3 ha

Tiefe: 7,5 m
Sichttiefe: 4,6 m
Belastung: gering

Funtensee

sub-alpin



Berchtesgadener Alpen
Höhe: 1601 m
Fläche: 2,5 ha

Tiefe: 4,5 m
Sichttiefe: 3,5 m
Belastung: mäßig

Gaisalpsee (Unterer)

sub-alpin



Allgäuer Alpen
Höhe: 1508 m
Fläche: 3,5 ha

Tiefe: 4,1 m
Sichttiefe: 3,8 m
Belastung: gering – mäßig

Grubersee

alpin

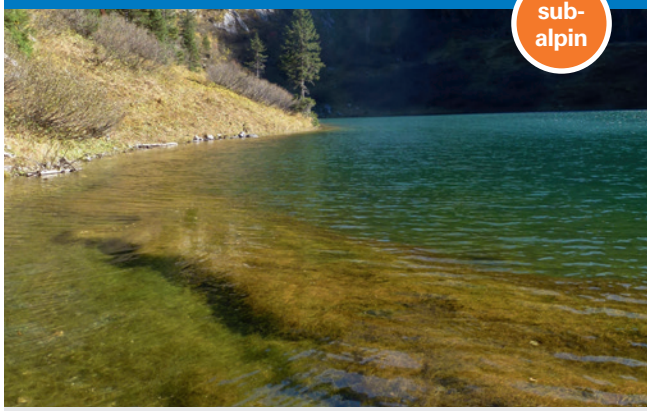


Rofangebirge (A)
Höhe: 2060 m
Fläche: 0,5 ha

Tiefe: 3,5 m
Sichttiefe: 3,2 m
Belastung: gering – mäßig

Grünsee

sub-alpin



Berchtesgadener Alpen
Höhe: 1474 m
Fläche: 3,45 ha

Tiefe: 6,9 m
Sichttiefe: 5 m
Belastung: gering

Höfersee

montan



Allgäuer Alpen (A)
Höhe: 1192 m
Fläche: 0,6 ha

Tiefe: 1,9 m
Sichttiefe: 1,9 m
Belastung: gering – mäßig

Hörnlesee

sub-alpin

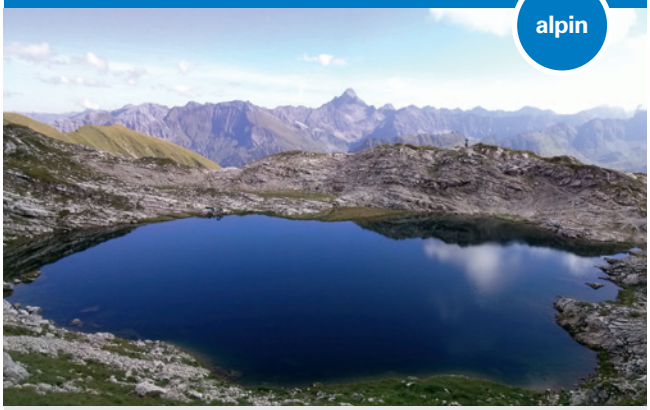


Allgäuer Alpen
Höhe: 1601 m
Fläche: 0,45 ha

Tiefe: 1,8 m
Sichttiefe: 1,8 m
Belastung: mäßig

Laufbichelsee

alpin



Allgäuer Alpen
Höhe: 2012 m
Fläche: 0,8 ha

Tiefe: 5,7 m
Sichttiefe: 5,7 m
Belastung: sehr gering

Lautersee

montan



Wettersteingebirge
Höhe: 1013 m
Fläche: 12 ha

Tiefe: 18 m
Sichttiefe: 6 m
Belastung: gering – mäßig

Mittersee

montan



Mieminger Kette (A)
Höhe: 1082 m
Fläche: 3,3 ha

Tiefe: 4,7 m
Sichttiefe: 4,7 m
Belastung: gering – mäßig

Rappensee

alpin



Allgäuer Alpen
Höhe: 2047 m
Fläche: 2,3 ha

Tiefe: 7,8 m
Sichttiefe: 5 m
Belastung: gering – mäßig

Schachensee

sub-alpin



Wettersteingebirge
Höhe: 1680 m
Fläche: 2 ha

Tiefe: 4,4 m
Sichttiefe: 3,8 m
Belastung: mäßig

„Seeleinsee“

alpin



Berchtesgadener Alpen
Höhe: 1809 m
Fläche: 0,4 ha

Tiefe: 5,4 m
Sichtteiefe: 5,4 m
Belastung: sehr gering

Sieglsee (Großer)

montan



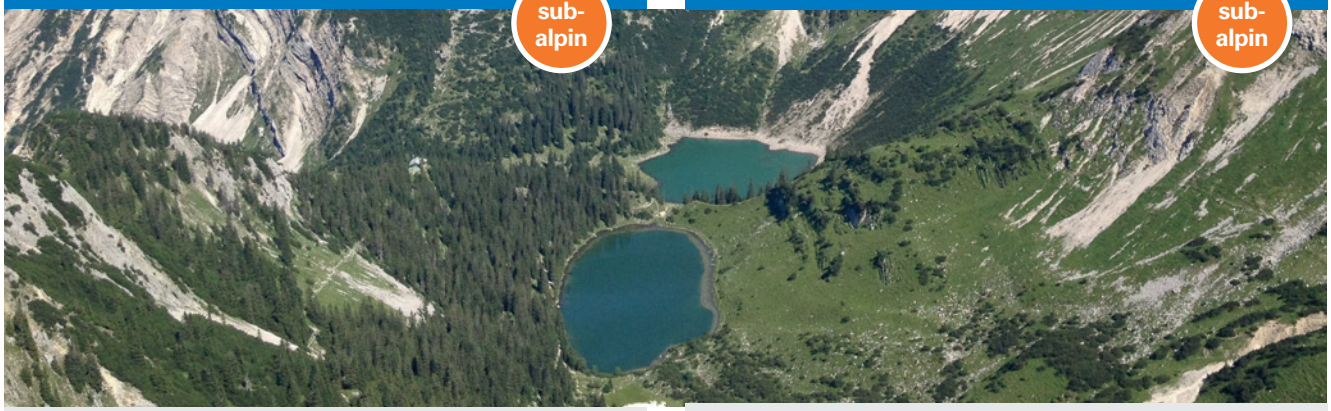
Allgäuer Alpen (A)
Höhe: 1207 m
Fläche: 0,8 ha

Tiefe: 20,2m
Sichttiefe: 9,5 m
Belastung: sehr gering

Soiernsee (Unterer)

im Bild oben

sub-alpin



Karwendelgebirge
Höhe: 1552 m
Fläche: 3,4 ha

Tiefe: 5,5 m
Sichttiefe: 4,5 m
Belastung: gering

Soiernsee (Oberer)

im Bild unten

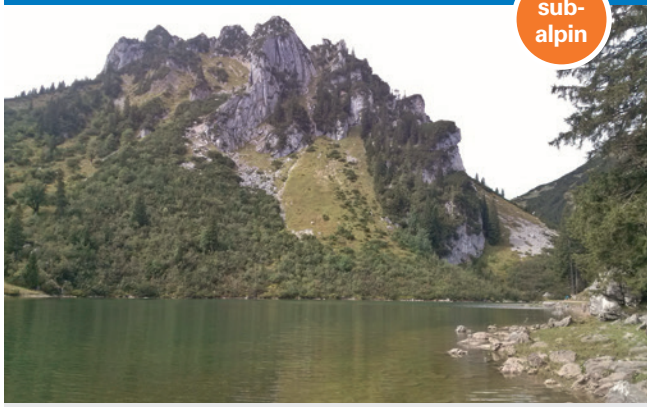
sub-alpin

Karwendelgebirge
Höhe: 1558 m
Fläche: 3,46 ha

Tiefe: 11,5 m
Sichttiefe: 7 m
Belastung: gering – mäßig

Soinsee

sub-alpin



Bayerische Voralpen
Höhe: 1458 m
Fläche: 4 ha

Tiefe: 8,2 m
Sichttiefe: 3,2 m
Belastung: gering

Taubensee

montan



Chiemgauer Alpen
Höhe: 1138 m
Fläche: 4 ha

Tiefe: 15,5 m
Sichttiefe: 4,3 m
Belastung: gering – mäßig

Untersuchte Bergseen ohne Entnahme eines Sedimentkerns

Auf der Lacke
alpin
Lechtaler Alpen (A)
Höhe: 2294 m
Fläche: 1,9 ha
Tiefe: 2,1 m
Sichttiefe: 2,1 m
Belastung: gering

Eissee
alpin
Allgäuer Alpen
Höhe: 1827 m
Fläche: 0,67 ha
Tiefe: 4 m
Sichttiefe: 3,85 m
Belastung: sehr gering

Falkensee
montan
Chiemgauer Alpen (A)
Höhe: 760 m
Fläche: 1,0 ha
Tiefe: 15,0 m
Sichttiefe: 7,0 m
Belastung: gering

Oberer Gaisalpsee
alpin
Allgäuer Alpen
Höhe: 1769 m
Fläche: 0,8 ha
Tiefe: 2,8 m
Sichttiefe: 2,8 m
Belastung: gering

Guggersee
sub-alpin
Allgäuer Alpen
Höhe: 1725 m
Fläche: 0,08 ha
Tiefe: 2 m
Sichttiefe: 2 m
Belastung: gering – mäßig

Grünsee (Spitzing)
alpin
Bayer. Voralpen
Höhe: 1393 m
Fläche: 2,3 ha
Tiefe: 6,5 m
Sichttiefe: 3,3 m
Belastung: gering – mäßig

Kleiner Rappensee
sub-alpin
Allgäuer Alpen
Höhe: 2091 m
Fläche: 0,3 ha
Tiefe: 0,5 m
Sichttiefe: 0,5 m
Belastung: mäßig

Kleiner Sieglsee
montan
Allgäuer Alpen (A)
Höhe: 1205 m
Fläche: 0,14 ha
Tiefe: 11 m
Sichttiefe: 11 m
Belastung: sehr gering

Röthensteiner See
alpin
Bayer. Voralpen
Höhe: 1450 m
Fläche: 1 ha
Tiefe: 9,6 m
Sichttiefe: 1,9 m
Belastung: gering

Schiefersee
alpin
Lechtaler Alpen (A)
Höhe: 2300 m
Fläche: 2 ha
Tiefe: 6 m
Sichttiefe: 3 m
Belastung: sehr gering

Seebensee
montan
Karwendel-gebirge
Höhe: 1657 m
Fläche: 6,3 ha
Tiefe: 18,7 m
Sichttiefe: 6,5 m
Belastung: gering

Sewisee, Mittlerer
alpin
Lechtaler Alpen (A)
Höhe: 2424 m
Fläche: 0,5 ha
Tiefe: 4,3 m
Sichttiefe: 4,3 m
Belastung: sehr gering

Sewisee, Oberer
alpin
Lechtaler Alpen (A)
Höhe: 2469 m
Fläche: 1,61 ha
Tiefe: 4,3 m
Sichttiefe: 4,3 m
Belastung: sehr gering

Sewisee, Unterer
alpin
Lechtaler Alpen (A)
Höhe: 2224 m
Fläche: 2,38 ha
Tiefe: 1,8 m
Sichttiefe: 1,8 m
Belastung: sehr gering

Soinsee (Wendelstein)
sub-alpin
Bayer. Voralpen
Höhe: 1520 m
Fläche: 0,33 ha
Tiefe: 5 m
Sichttiefe: 4 m
Belastung: gering – mäßig

Stuibensee
alpin
Wetterstein-gebirge
Höhe: 1921 m
Fläche: 3 ha
Tiefe: 6 m
Sichttiefe: 6 m
Belastung: gering

Suttensee
montan
Bayer. Voralpen
Höhe: 995 m
Fläche: 1,4 ha
Tiefe: 1,5 m
Sichttiefe: 1,5 m
Belastung: gering

Wildensee
montan
Wetterstein-gebirge
Höhe: 1136 m
Fläche: 2,3 ha
Tiefe: 3,1 m
Sichttiefe: 3,1 m
Belastung: gering

Ziereiner See
sub-alpin
Rofangebirge (A)
Höhe: 1799 m
Fläche: 3 ha
Tiefe: 15,1 m
Sichttiefe: 5 m
Belastung: gering

3.5 Erforschung der bayerischen Bergseen

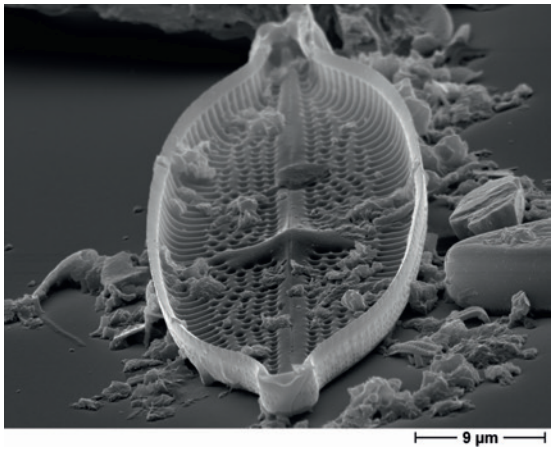
3.5.1 Forschungsmethoden

Grundlagen der Methodik

Um die Auswirkungen des Klimawandels in den bayerischen Bergseen bewerten zu können, wurden Sedimentkerne untersucht, in denen viele Informationen Schicht für Schicht abgelagert sind. Dabei lässt sich aufgrund verschiedener Indikatoren auf das Klima zum Zeitpunkt der Ablagerung schließen. Die Datierung, d.h. die Bestimmung des Alters der einzelnen Schichten, macht es möglich, in den Sedimentkernen wie in einem Archiv zu lesen. Die Rekonstruktion der Entwicklung der Bergseen stützt sich dabei auf die Analyse der folgenden drei Klimaindikatoren: → *Kieselalgen*, → *Pigmente* und stabile → *Isotope*.

→ ***Kieselalgen***, in der Wissenschaft auch als → *Diatomeen* bezeichnet, besitzen eine wichtige morphologische Besonderheit. Ihre Zellwände bestehen aus zwei aus Kieselsäure gebildeten Schalenhälften, die als → *Silikatschalen* bezeichnet werden. Der Einzeller befindet sich sozusagen in einer winzigen Glasschachtel (→ Abb. 3.5.1). Die Schalen sind ein Zehntel- bis Hundertstelmillimeter groß und besitzen auf der Oberfläche artspezifische Strukturen. Da die → *Silikatschalen* äußerst widerstandsfähig sind, verwittern sie nach dem Absterben einer → *Kieselalge* nicht und können im Sediment teils Jahrhunderte überdauern. Diese Tatsache erlaubt es, die ehemals an einer Probenahmestelle vorkommenden Arten mikroskopisch zu bestimmen. Unter den tausenden bislang beschriebenen → *Kieselalgen*arten gibt es eine sehr große Zahl an → *Indikatorarten*, von denen bekannt ist, dass sie nur bei bestimmten Bedingungen in einem See gedeihen. Daher können umgekehrt anhand der Artenzusammensetzung einer → *Diatomeen*gesellschaft aus Jahrzehnte alten Sedimentproben die damaligen Umwelteigenschaften des Sees rekonstruiert werden.

→ ***Pigmente***, d.h. farbgebende Substanzen, kommen in vielen Organismen vor. Das bekannteste Pigment in Pflanzen ist das → *Chlorophyll*, das auch Blattgrün genannt wird. Es kann die Lichtenergie aufnehmen, die bei der → *Photosynthese* zur Bildung von Biomasse benötigt wird. Während → *Chlorophyll* bei allen höheren Pflanzen- und Algenarten zu finden ist, kommen weitere Pflanzenpigmente nur bei bestimmten pflanzlichen Gruppen vor. Insgesamt gibt es eine Vielzahl solcher Pigmente, die unter günstigen Bedingungen ebenfalls in den Sedimenten erhalten bleiben können. Je nach Zusammensetzung der → *Pigment*-„Bouquets“ in den unterschiedlich alten Sedimentschichten kann auf die Zusammensetzung der ehemaligen Algengesellschaft geschlossen werden, so dass Rückschlüsse auf die früheren Bedingungen im See möglich sind. Zusätzlich liefert auch die Menge an Pigmenten in den einzelnen Sedimentschichten Informationen über die geschichtliche Entwicklung der Algenbiomasse bzw. der Produktivität der Seen.



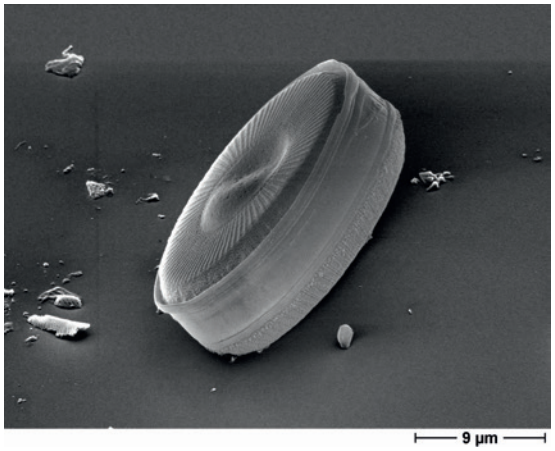


Abb. 3.5.1
Kieselalgen im → *Rasterelektronenmikroskop.*

Oben:
Schalenhälfte der → *Aufwuchs-Kieselalge Aneumastus tusculus* als Zeiger kühlerer Bedingungen.

Unten:
Die planktische und → *zentrische* Art *Cyclotella distinguenda* als Zeiger warmer Sommer. Größe, Form und Feinstruktur der Schalen erlauben die Bestimmung der jeweiligen Arten.

Physikalische und chemische Vorgänge in Seen

Je nach Zustand haben natürliche Seen unterschiedliche physikalische und chemische Eigenschaften. Durch eine größere Verfügbarkeit an Nährstoffen wird ein See produktiver. Dies hängt nach dem → *Liebig'schen Gesetz* von der Menge des limitierenden Faktors ab, der in Binnengewässern zumeist **Phosphor** ist. Je produktiver ein See ist, desto trüber ist er, da die Dichte an Plankton höher ist. Die → ***Sichttiefe*** nimmt ab. Mit steigender Produktivität sinkt auch mehr organisches Material nach dem Absterben der Lebewesen zum Seegrund, das dort durch Bakterien wieder zersetzt wird. Dieser Abbau benötigt **Sauerstoff**, d.h. je mehr zu zersetzendes Material vorhanden ist, desto geringer ist der Sauerstoffgehalt am Seegrund. Bei zunehmend sauerstofffreien Bedingungen können Bakterien auch mit anderen Stoffen atmen, wie etwa mit **Nitrat** (NO_3^-), das zu **Ammonium** (NH_4^+) veratmet wird, das sich bei höherer → ***Trophie*** am Seegrund anreichern kann.
Die sommerlichen wie auch die winterlichen Schichtungen eines Sees können sauerstofffreie Bedingungen am Seegrund weiter fördern, indem sie Zirkulationen mit sauerstoffreichem Wasser der Oberfläche unterbinden. Wasser besitzt bei 4 °C seine größte Dichte, während wärmeres Wasser im Sommer oder kälteres nahe dem Gefrierpunkt im Winter leichter ist und an der Oberfläche „aufschwimmt". Die **Temperatur** steigt (Winter) oder fällt (Sommer) somit während einer Schichtung mit zunehmender Tiefe und nähert sich den 4 °C an. Anhand des vertikalen Temperaturverlaufs im See kann so auf den Zustand der gegenwärtigen Schichtung geschlossen werden.

Stabile → ***Isotope*** verleihen jedem Material eine eigene → *Signatur*, die durch das Verhältnis aus unterschiedlichen → *Isotopen* eines Elements festgelegt wird, d.h. die Atomkerne eines Elements können über eine unterschiedliche Zahl an Neutronen verfügen. So kommen beim Kohlenstoff (C) und beim Stickstoff (N) viel häufiger die leichteren ^{12}C- bzw. ^{14}N-→ *Isotope* als die die schwereren ^{13}C- bzw. ^{15}N-Isotope vor. Während der Lebensphase eines Organismus können sich bestimmte Isotope eines Elements unterschiedlich im Vergleich zu seiner Umgebung anreichern. Die Unterschiede ergeben sich aus der Position eines Organismus in der Nahrungskette, der Art und Weise, wie z.B. Nährstoffe aufgenommen werden oder wie sich die → *Isotope* in ebenjenen Nährstoffen zusammensetzen Daher lässt sich beispielsweise die Herkunft pflanzlichen Materials im Sediment durch die → *Isotopen-Signaturen* von Kohlenstoff und Stickstoff ermitteln, da Wasserpflanzen und Algen andere Lebensbedingungen vorfinden und daher andere Werte aufweisen als an Land gewachsene Pflanzen. Somit erlauben die → *Isotopen-Signaturen* im Sediment sogar Rückschlüsse auf das Wassereinzugsgebiet, und es lässt sich nachweisen, ob etwa die Baumgrenze angestiegen ist und sich die Vegetation von Gräsern zu Wäldern entwickelt hat.

Um die Entwicklung der Bergseen anhand der untersuchten → *Diatomeen*gesellschaften, der → *Pigment*zusammensetzungen und der stabilen → *Isotope* in ihren Sedimenten im Zusammenhang mit dem Klimawandel zeitlich korrekt interpretieren zu können, ist die Bestimmung des Alters der jeweiligen Sedimentschichten erforderlich. Bei der sogenannten Datierung bedient sich die Wissenschaft in der Natur vorkommender wie auch durch den Menschen eingetragener radioaktiver Stoffe. Natürlicherweise haben die Elemente Kohlenstoff und Blei schwerere → *Isotope*, die instabil sind und nach festen Mustern radioaktiv zerfallen. Das schwere Kohlenstoff-→ *Isotop* ^{14}C zerfällt dabei wesentlich langsamer als das Blei-→ *Isotop* ^{210}Pb und dient daher zur Bestimmung von Materialien, die älter sind als ca. 1000 Jahre. Das ^{210}Pb-→ *Isotop* hat dagegen eine → *Halbwertszeit* von 22,5 Jahren, d.h. nach dieser Zeit ist die Hälfte der → *Isotope* zerfallen, und sie lassen sich daher nach bereits ca. 100 Jahren nicht mehr detektieren. Zusätzlich kann das Vorkommen von radioaktivem Cäsium (^{137}Cs) als zeitlicher Marker verwendet werden. Dieses → *Isotop* des Alkalimetalls Cäsium wird fast ausschließlich vom Menschen durch Kernspaltung erzeugt und entsteht beim Zerfall von Uran und Plutonium. Mit dem Beginn von Atombombentests in den 1960ern und durch die Tschernobylkatastrophe von 1986 wurden Unmengen an ^{137}Cs-→ *Isotopen* in die Umwelt abgegeben und finden sich heute fast in jedem Boden bzw. Sediment wieder. Somit dient der Verlauf der radioaktiven Strahlkraft des noch unzerfallenen radioaktiven Blei-→ *Isotop*s zusammen mit dem Auftauchen bzw. dem Maximum

des radioaktiven ^{137}Cs-→ *Isotop*s, dem feste Jahreszahlen zugeordnet werden können, als „Kalender des Sediments".

Die Erkenntnisse aus den Untersuchungen der Sedimentkerne müssen mit dem aktuellen, d.h. dem Ist-Zustand der Seen verglichen werden, um sie in einen korrekten Kontext einzuordnen. Dadurch kann auf die künftige Entwicklung der Bergseen infolge des Klimawandels geschlossen werden. Deshalb konzentrierten sich die Probennahmen vor Ort auf die Messungen entsprechender Seeparameter, wie nachfolgend beschrieben wird.

Untersuchungsmethoden

Alle 43 Bergseen wurden vor Ort einmal im Frühjahr bzw. im Frühsommer und einmal im Herbst untersucht, d.h. nach dem Eisaufbruch und vor der Eisbildung. Bei der ersten Probenahme wurde jeweils das komplette Seebecken mit einem Echolot vermessen, um den tiefsten Punkt auszumachen. Über dieser Stelle wurde am ersten Untersuchungstermin eine Boje versenkt. An dieser wurden jeweils über dem Seegrund und unter der Seeoberfläche Temperaturlogger installiert, die erst im Herbst wieder entfernt wurden. An der Boje, also an der tiefsten Stelle jedes Sees, wurden in 1 m-Tiefenschritten die physikalischen Parameter gemessen, d.h. die Temperatur, der Sauerstoffgehalt, die Leitfähigkeit sowie der pH-Wert bestimmt und die Transparenz der Seen mit Hilfe einer sogenannten → *Secchi-Scheibe* ermittelt. Darüber hinaus wurde aus dem → *Epilimnion* eine Mischwasserprobe für die chemischen Analysen entnommen, d.h. für die Bestimmung der Konzentrationen an Nitratstickstoff, Ammoniumstickstoff, Silikat und Phosphat. Anhand all dieser Daten können unter anderem Rückschlüsse auf Produktivität und Schichtungsverhalten des Sees gezogen werden (→ Info-Kasten). Zusätzlich wurden auf dem See Proben für die mikroskopische Analyse der → *Kieselalgen* entnommen: an jedem Probenahmetermin eine Mischwasserprobe für die Bestimmung der Algen im → *Plankton* und einmalig ein Sedimentkern (→ Abb. 3.5.2). Bei allen Bergseen wurde die oberste Schicht des Sedimentkerns untersucht, die dem Gewässergrund entspricht.



Abb. 3.5.2
Probenahme am Grünsee (Berchtesgadener Alpen). Oben, Vorbereitung der Probenahme. Während der Messung ist das Schlauchboot an der Boje fixiert. Unten, „Gravity-Corer", mit dem Sedimentkerne gezogen werden, indem man ihn knapp über Grund „fallen lässt" und sich das Gerät durch sein Eigengewicht ins Sediment bohrt.

Bei 24 ausgewählten Seen wurde der gesamte Sedimentkern hinsichtlich der drei wesentlichen Parameter → *Kieselalgen*, → *Pigmente* und → *Isotope* studiert.

An jedem Untersuchungstermin wurden auch Proben an den Seeufern entnommen. Aus dem → *Litoral*, also dem durchlichteten Flachwasserbereich, wurden von kleinen Steinen aus ca. 30 cm Tiefe durch Abbürsten → *Aufwuchs-Kieselalgen* gewonnen. Diese Proben wurden bei jedem See am Nord- und

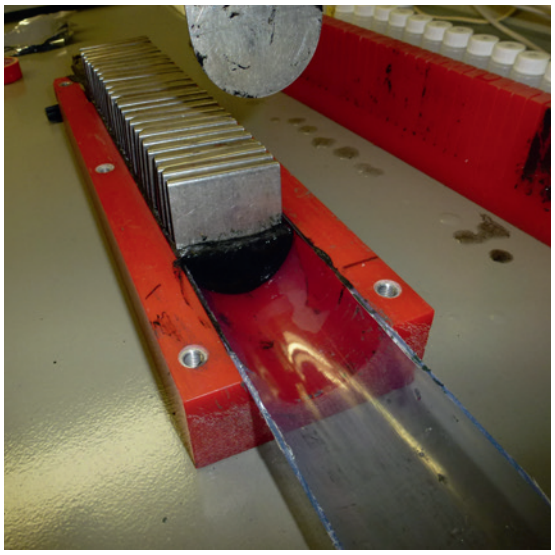


Abb. 3.5.3

Zentimeterweise Zerlegung einer Hälfte des Bohrkerns vom Taubensee (schwarze Masse).

Südufer entnommen, da diese wegen der Beschattungen durch die umliegenden Berge unterschiedliche Lichtverhältnisse aufweisen können.

Um die Ergebnisse der Untersuchungen der stabilen → *Isotope* interpretieren zu können, mussten bei den 24 Bergseen, deren Sedimentkerne komplett untersucht wurden, weitere Proben gewonnen werden. Dazu wurden aus diesen Seen Wasserpflanzen- und → *Plankton*-Proben entnommen, sowie in ihrem unmittelbaren Einzugsgebiet Bodenproben und Pflanzenproben von Vertretern der vorkommenden Vegetationstypen, d.h. von Nadelbäumen, Laubbäumen und Kräutern.

Im Labor erfolgten anschließend die wasserchemischen Untersuchungen sowie die Aufbereitung der Sedimentkerne und der → *Kieselalgen*-Proben nach gängigen Standardmethoden.

Aus den → *Litoral*-, → *Plankton*- und Sedimentproben wurden die → *Silikat*schalen der → *Kieselalgen* mit Hilfe von oxidierender Säure isoliert und Dauerpräparate für die Mikrokopie angefertigt. Die Sedimentkerne wurden zentimeterweise aufgetrennt (→ Abb. 3.5.4) und jede Schicht für die folgenden vier Untersuchungen aufgeteilt: (1) Altersbestimmung, (2) → *Kieselalgen*, (3) Stabile → *Isotope* und (4) → *Pigmente*. Das Material für die → *Pigment*bestimmung wurde im Dunklen gewonnen, aufbereitet und analysiert, da die → *Pigmente* sehr lichtempfindlich sind.

Zunächst wurden alle Proben unter anderem zur Bestimmung des Wassergehalts im Sediment gefriergetrocknet, im nächsten Schritt jedoch unterschiedlich behandelt. Die Proben zur Bestimmung der → *Kieselalgen* wurden wie oben beschrieben aufbereitet. Die Proben für die Analyse der stabilen → *Isotope* wurden gesiebt, um gröberes Störmaterial zu entfernen. Die Proben für die Datierung des Sediments wurden fein gemörsert. Die → *Pigmente* wurden mit geeigneten Lösungsmitteln aus dem Sedimentproben extrahiert. Die Analyse der → *Kieselalgen*-zusammensetzung erfolgte schließlich am Mikroskop, die der stabilen Kohlenstoff- und Stickstoff-→ *Isotope* am → *Massenspektrometer* und die der → *Pigmente* an einem → *Chromatographen*, d.h. an einer sogenannten → *HPLC*-Anlage.

3.5.2 Ergebnisse der Forschung

Ist-Zustand der bayerischen Bergseen

Die meisten Bergseen weisen einen sehr guten ökologischen Zustand auf. Eine Ausnahme bilden nur Seen, die in der Nähe von gut besuchten Berghütten oder von beweideten Flächen liegen. In der Regel sind Bergseen



Abb. 3.5.4

Enorme Sichttiefen in klaren Bergseen wie hier am Beispiel des kleinen Sieglsees.

Oberflächentemperatur und Seegrundtemperatur

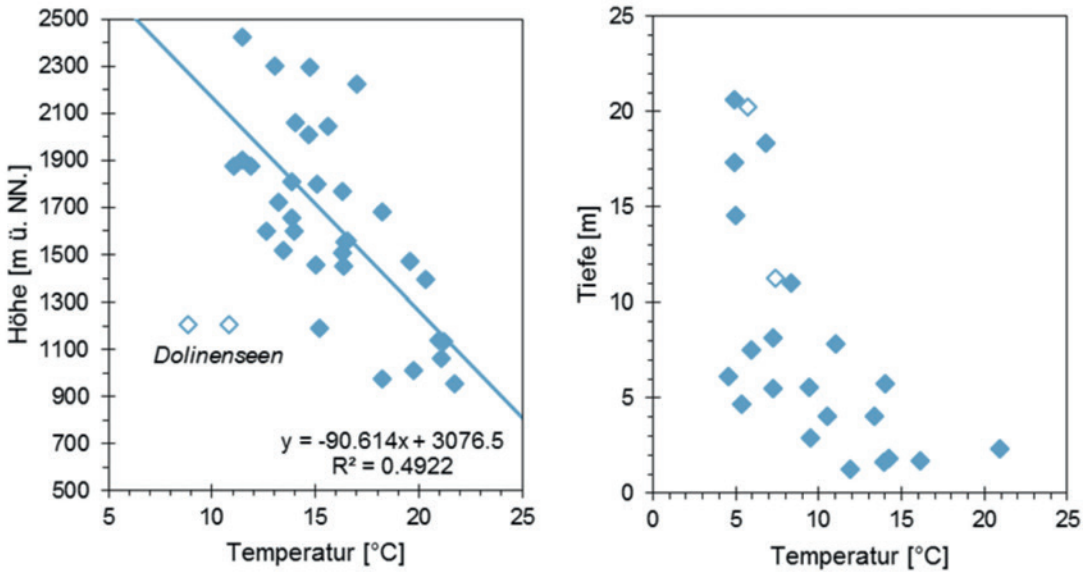


Abb. 3.5.5

Im August 2016 gemessene mittlere Oberflächentemperaturen im Vergleich mit der Höhe der bayerischen Bergseen (links) und Temperaturen am Seegrund im Vergleich mit der Seetiefe (rechts). Die beiden leeren Rauten stellen grundwassergespeiste → *Dolinenseen* dar, während gefüllte blaue Rauten überwiegend → *Karseen* sind. In ‚klassischen' Bergseen nahm die mittlere Temperatur an der Oberfläche im August 2016 durchschnittlich um 1,1 °C pro 100 Höhenmeter ab. Am Seegrund dagegen blieb die Temperatur nahezu konstant unter 8 °C, sofern der See tiefer als 6–8 m ist. In flacheren Seen richtet sich die Temperatur an der tiefsten Stelle nach der Erwärmung der Oberfläche und damit wieder nach der Höhenlage.

jedoch von einer geringen Produktivität und klarem Wasser mit großen → *Sichttiefen* geprägt (→ Abb. 3.5.4). Während der Sommerschichtung werden in manchen tiefen Seen, wie zum Beispiel im alpinen Engeratsgundsee im Allgäu, → *Sichttiefen* von bis zu 15 m erreicht. Da viele Bergseen kaum 10 m Tiefe erreichen, sind sie folglich häufig bis zum Grund durchlichtet. Diese Tatsache ermöglicht es Algen und Wasserpflanzen oft, den kompletten Seegrund zu bewachsen. Aufgrund der wasserchemischen Daten konnten zehn Seen als sehr gering belastet eingestuft werden (→ *ultraoligotroph*), 15 als gering belastet bzw. → *oligotroph*, zwölf als gering bis mäßig belastet bzw. → *oligo-mesotroph* und nur sechs Bergseen erreichten den Status eines mäßig belasteten bzw. → *mesotrophen* Sees [→ 9, → 10].

Entsprechend der Verteilung der Bergseen über einen großen Höhengradienten von unter 800 m bis fast 2500 m unterschied sich vor allem die sommerliche Temperatur an der Seeoberfläche. Durch die mit der Höhe abnehmende Lufttemperatur sinkt in höheren Lagen auch die Wassertemperatur der Bergseen (→ Abb. 3.5.5). Eine Ausnahme stellen dabei → *Dolinenseen* dar. Diese werden durch Grundwasser gespeist und weisen daher selbst im Hochsommer kaum Temperaturen über 10 °C auf, während „normale" Bergseen, i.d.R. → *Karseen*, auf derselben Höhe im Mittel eine Oberflächentemperatur von über 20 °C erreichen. Im Gegensatz zur Oberfläche hängen die Temperaturen am Seegrund überwiegend von der Seetiefe ab. Bei tieferen Seen bildet sich eine stabile Sommerschichtung aus und damit wird der Austausch des Tiefenwassers mit dem sich erwärmenden Oberflächenwasser unterbunden. Wenn ein Bergsee über 6–8 m tief ist, kann das Tiefenwasser nicht mehr erwärmt werden und weist Temperaturen um 4–6 °C auf, da Wasser in diesem Temperaturbereich die höchste Dichte besitzt. In tieferen Seen existiert daher ein stabiles → *Hypolimnion*. Flachere Seen weisen dagegen keine Temperaturschichtung auf und das Tiefenwasser ist meist kaum kühler als das Wasser an der Oberfläche. Ein Wasseraustausch über die komplette Wassersäule, d.h. eine Durchmischung infolge von Wind bzw. von Stürmen, kann während des ganzen Sommers erfolgen. Solche Seen werden daher häufig durchmischt und → *polymiktisch* genannt. Aufgrund der Wassertemperaturen kommen gegenwärtig nur in Bergseen bis zu einer Höhe von ca. 1600 m bedeutende Wasserpflanzenbestände vor, die aus Armleuchteralgen und Laichkräutern bestehen. In Seen höherer Lagen finden sich bislang nur sehr selten einzelne Pflanzen.

In → Tab. 3.5.1 werden die Höhenlagen und die Größen sowie die physikalischen und chemischen Gewässerparameter aller 43 untersuchten Seen zusammengefasst. Die Daten entsprechen den Mittelwerten der Messungen bzw. Analysen beider Probennahmen, die im jeweils Frühjahr bzw. Frühsommer und im Herbst stattfanden. Als Durchschnittstemperaturen für den Seegrund und für die Wasseroberfläche der Bergseen wurden nur die im gesamten August aufgezeichneten Temperaturen der Temperaturlogger verwendet, da nur während dieses Zeitraums von allen Seen vergleichbare Daten vorhanden sind.

Anhand der Tabelle lässt sich auch erkennen, dass die untersuchten Bergseen einen großen Höhengradient abdecken und dass die Gewässer meist kleine Flächen bei geringen Tiefen aufweisen. Die pH-Werte sind aufgrund des → *karbonatischen* Ausgangsgesteins relativ hoch und gut gepuffert und somit wenig variabel. Aufgrund der teilweise hohen Calcium- und Magnesiumkonzentrationen weisen die Seen höhere Leitfähigkeiten auf als vergleichbare Seen in silikatisch geprägten Regionen.

Tab. 3.5.1

Überblick über die wichtigsten Parameter der bayerischen Bergseen inkl. Mittelwerte und Extrema.

Oben: Topographische Werte, Mitte: Wasserphysikalische sowie unten: Wasserchemische Parameter.

Wichtige Parameter der bayerischen Bergseen

Seedaten	Höhe [m ü. NN.]	Fläche [ha]	Tiefe [m]	Sichttiefe [m]
Mittel	1597	2,29	7,79	4,58
Minimum	760	0,10	1,25	1,25
Maximum	2469	12,00	20,65	15,50

Wasserphysik	pH-Wert	O_2-Sättigung [%]	Leitfähigkeit [µS/cm]	Seegrundtemperatur im Aug 2016 [°C]	Oberflächentemperatur im Aug 2016 [°C]
Mittel	8,4	93	225	9,5	15,5
Minimum	7,9	5	121	4,6	8,8
Maximum	9,0	129	536	20,9	21,7

Wasserchemie	NO_3^--Stickstoff [mg/l]	NH_4^+-Stickstoff [µg/l]	Gesamtphosphat [µg/l]	Silikat [mg/l]	Na^+ [mg/l]	Ca^{2+} [mg/l]	Mg^{2-} [mg/l]
Mittel	0,44	36	6	0,22	0,4	28,9	7,1
Minimum	0,00	3	0	0,12	0,0	12,4	1,0
Maximum	2,86	126	20	0,77	2,1	49,2	19,5

Die Sedimentkerne

Die in den bayerischen Bergseen entnommenen Sedimentkerne waren im Mittel 26,1 cm lang, wobei der kürzeste 9 cm maß, der längste hingegen 55 cm. Die Länge der Kerne hing bei deren Entnahme hauptsächlich von folgenden drei Faktoren ab: (1) Dichte bzw. Wassergehalt des Sediments, d.h. ob es schlammig oder sandig ist, (2) Fallhöhe des „Bohrers", der sich mit Schwerkraft ins Sediment schiebt, und (3) Bedeckung des Seegrunds mit Bewuchs, der das Herabfallen und das Eindringen des Bohrers abdämpft. Die meisten Sedimente erschienen dunkelbraun bis schwarz, in weniger produktiveren Seen auch beige bis sandbraun. Der abgebildete Sedimentkern des Engeratsgundsees (Allgäuer Alpen) stellt eine Ausnahme dar (→ Abb. 3.5.6). Er war als einziger deutlich geschichtet. Eine helle und eine dunkle Lage bilden zusammen eine Jahresschicht, die sogenannten Warve. Die dunklen organischen Lagen entsprechen dabei den produktiven Sommermonaten, die hellen anorganischen den Winter- und Frühlingsmonaten, wenn unter anderem durch Schneeschmelze nur Sande o.Ä. eingeschwemmt werden und sedimentieren. Starke sommerliche Hochwasser oder Gewitter können allerdings ebenfalls für helle Lagen sorgen. So konnte etwa am Oberen Soiernsee (Karwendel) mit unterschiedlichen Kernen aus unterschiedlichen Jahren beobachtet werden, wie anhand eines Starkregenereignisses in kurzer Zeit 5 cm Sediment hinzukamen. Die durchschnittlichen Sedimentationsraten und damit das Alter bestimmter Sedimentabschnitte sind ebenfalls abhängig von der Produktivität des Bergsees. Im Schnitt bildet sich in klassischen → *oligotrophen* Bergseen 1 cm Sediment in fünf Jahren (Rate: 0,2 cm/Jahr). In manchen Seen kann diese Rate nur 0,06 cm/Jahr betragen und in anderen auch 0,4 cm/Jahr oder mehr. Dementsprechend datierten manche Kerne nur bis in die 1970er Jahre zurück, andere dagegen bis ins 18. Jahrhundert. In den meisten Fällen reichten die ältesten Schichten bis zur vorletzten Jahrhundertwende zurück, also bis ungefähr 1900.

Nachfolgend werden die Ergebnisse der zentimeterweisen Untersuchung von → *Kieselalgen*, → *Pigmenten* und → *Isotopen* in diesen Kernen dargestellt.

Kieselalgen

In den bayerischen Bergseen und in deren Sedimenten wurden über 550 verschiedene → *Kieselalgen*-Arten gefunden. Am artenreichsten waren dabei tiefe Seen. Sedimente einzelner tiefer Seen wiesen bis zu 300 Arten auf. Wie die Artenzahlen andeuten, hängt auch die Zusammensetzung der → *Kieselalgengesellschaften* stark vom Typ des untersuchten Bergsees ab. Da flachere Seen während der ganzen Vegetationsperiode bzw. der eisfreien Zeit durchmischt werden können und eindringendes Sonnenlicht zumeist in ausreichender Stärke bis in die tiefsten Bereiche des Sees reicht, dominieren hier vor allem → *Kieselalgen*arten, die am Gewässergrund siedeln. Viele Arten, die in der freien Wassersäule schwebend vorkommen, also → *planktische Diatomeen*, benötigen dagegen stabile und geschichtete Bedingungen, damit sie in größerer Zahl gedeihen können. Wenn gleichzeitig am Gewässergrund, von wo die Sedimentkernproben stammen, wegen zu schwachem oder fehlendem Licht kaum → *Aufwuchsalgen* vorkommen, wird abgestorbenes und absinkendes → *Plankton* nicht von diesen überwachsen. Damit erlangen die → *planktischen Diatomeen*arten der freien Wassersäule erst ab einer gewissen Tiefe eines Sees an Bedeutung.



Abb. 3.5.6
Sedimentkern des alpinen Engeratsgundsees (Allgäuer Alpen), entnommen im Jahr 2018.

Darüber hinaus spielt die Höhenlage eines Bergsees eine wichtige Rolle, da sie maßgeblich die Temperaturen im durchlichteten Bereich eines Sees steuert und damit auch die Vegetation. Damit → *planktische Kieselalgen*arten und auch Wasserpflanzen sowie auf diesen siedelnde → *Diatomeen* gedeihen können, muss ein See bestimmte Temperaturen erreichen bzw. überschreiten.

Aufwuchs-Diatomeen

Unter den → *Kieselalgen* gibt es zwei verschiedene Hauptgruppen: → *Plankton*-Arten, die in der freien Wassersäule gedeihen, und → *Aufwuchs*-Arten, die Oberflächen bewachsen (sogenannte → *periphythische* Arten). Viele dieser Arten haben durch bestimmte Anpassungen ihrer Schalenstruktur Präferenzen für ein bestimmtes Substrat entwickelt. Diese Spezialisten gruppieren sich in → *epiphythische* Arten, die auf Wasserpflanzen siedeln, → *epipelische* auf feinkörnigem Schlamm, → *episammische* auf grobkörnigem Sand und → *epilitische* Arten auf Steinen.

Mit zunehmender Höhe werden Bergseen stetig kälter, so dass der Zeitraum, in dem die erforderlichen Temperaturen herrschen, immer kürzer ausfällt und es schließlich grundsätzlich zu kalt für Wasserpflanzen wird. Folglich sind montane Seen am → *phytoplankton*- und wasserpflanzenreichsten, während diese → *Primärproduzenten* in alpinen Seen bislang nur vereinzelt vorkommen. Die durch die Höhenlage gesteuerte Verbreitung der Wasserpflanzen ist vor allem in flachen Seen von großer Bedeutung. Außer auf Schlamm, Sand und Steinen können → *Aufwuchs-Kieselalgen* auch auf Pflanzen als Substrat spezialisiert sein (→ Info-Kasten).

Durch den Einfluss der beiden Faktoren Seetiefe und Höhenlage auf die Zusammensetzung der → *Kieselalgen*gesellschaften sowie deren Entwicklung in den letzten Jahrzehnten lassen sich die bayerischen Bergseen in vier verschiedene Gruppen unterteilen [→ 10]:

- Typ 1: tiefer montaner Bergsee
- Typ 2: tiefer subalpiner oder alpiner Bergsee
- Typ 3: flacher Bergsee über 1600 m
- Typ 4: flacher Bergsee unter 1600 m

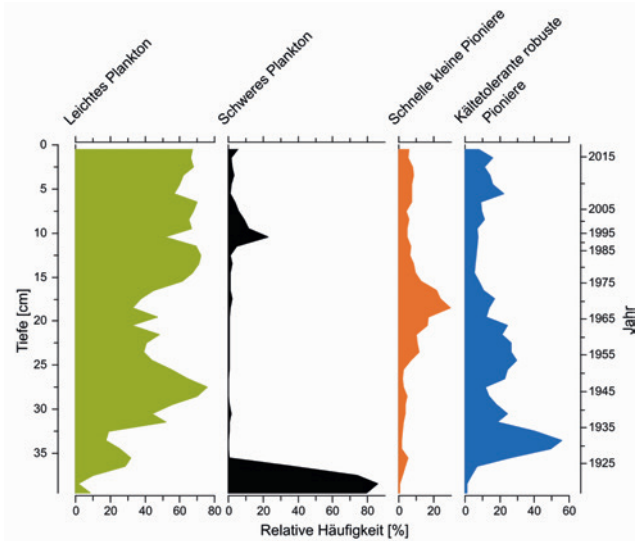
Dazu kristallisierte sich der → *Dolinensee* als geologischer Sonderfall und eigener Bergseen-Typ 5 heraus.

Als niedrig gelegener, warmer und tiefer Bergsee ist der **Typ 1** bereits seit über 100 Jahren durch die Dominanz → *planktischer* → *Kieselalgen* gekennzeichnet. Abgesehen von relativ kurzfristigen Wetteranomalien, z.B. einer Reihe nasskalter Sommer in den 1910er Jahren oder trockenwarmer Sommer um 1950, wie sie sich im Sedimentkern des Taubensees abzeichnen, beschränken sich Änderungen innerhalb der → *Diatomeen*gesellschaften im Wesentlichen auf eine Zunahme „leichter" → *Plankton-Diatomeen* (→ Abb. 3.5.7, → Abb. 3.5.11. Diese sind auf höhere Temperaturen in einem stabil geschichteten See angewiesen. Eine Zunahme dieser → *Plankton-Diatomeen* deutet damit auf die Erwärmung eines Sees und eine Verlängerung der stabilen Sommerschichtung hin und damit auch auf konkrete Auswirkungen des Klimawandels auf diesen Bergseetyp.

Bergseen des **Typs 2** sind ebenfalls zumeist tiefer als 6–10 m, befinden sich jedoch in höheren Lagen. In diesen Bergseen herrschen im Sommer im Durchschnitt geringere Temperaturen, so dass die → *Kieselalgen*gesellschaften zunächst von kältetoleranten → *Pionieren* geprägt sind (→ Abb. 3.5.7). Diese können selbst unter Eis wachsen, sofern genügend Licht hindurchkommt. Kennzeichnend für diesen Bergseetyp ist das Auftreten → *planktischer* Arten in den letzten Jahrzehnten. Im Gegensatz zu montanen Seen (Typ 1) werden in diesen Bergseen (Typ 2) die für das → *Plankton* notwendigen Temperaturen und die daraus resultierende Schichtung erst seit kurzem erreicht. Der See muss sich also erwärmt haben. Das Vorkommen der → *planktischen* Arten ist also ein Indiz für Auswirkungen des Klimawandels.

In flachen Seen spielen sich Veränderungen wegen der geringen Wassersäule und der vollständigen Durchlichtung hauptsächlich in der Zusammensetzung der → *Aufwuchs-Kieselalgen* ab. Der im bayerischen Alpenraum als **Typ 3** klassifizierte Bergsee ist durch das Fehlen einer gerichteten Entwicklung gekennzeichnet. Oft dominieren nahezu ausschließlich kältetolerante → *Pionierarten*. Am Beispiel des kleinen und flachen alpinen Grubersees ist zu sehen, dass diese Artengruppe nahezu zwei Drittel zu den → *Kieselalgen*gesellschaften beiträgt (→ Abb. 3.5.8). Der Rest besteht aus anderen → *Pionierarten* und verschiedenen Gruppen von → *Aufwuchs-Diatomeen*. In derart kalten Bergseen können Wasserpflanzen noch nicht in nennenswerten

Bergseen-Typ 1
tiefer See (> 6–10 m), montan



Bergseen-Typ 2
tiefer See (> 6–10 m), sub-alpin

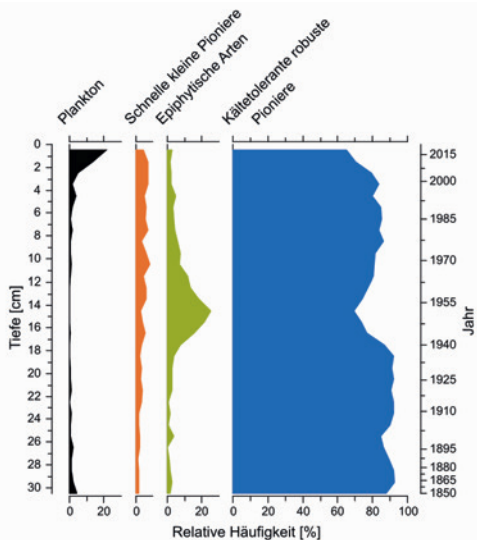


Abb. 3.5.7
Veränderung der → *Kieselalgen*-Gruppen in Bergseen-Typ 1 (links) und 2 (rechts) am Beispiel des Sediments des flachen montanen Taubenseens (Chiemgauer Alpen) bzw. des tiefen subalpinen Grünsees (Berchtesgadener Alpen).

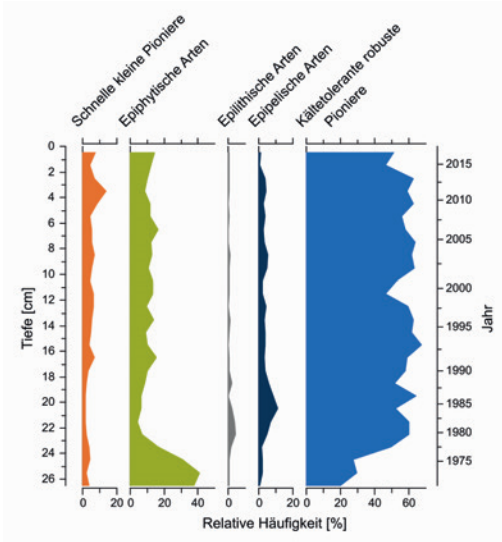
Beständen gedeihen und beschränken sich auf wenige Spezialisten, die schon seit jeher in den kalten Gewässern existieren können. Trübungen nach Starkregenereignissen, die durch Auswaschungen über die kleinen Zuflüsse in den See gelangen, sowie nach der Schneeschmelze und deren Schwankungen über die Jahrzehnte bestimmen in diesem Bergseentyp die Veränderungen in den → *Kieselalgen*gemeinschaften.

Im **Typ 4**-Bergsee reichen dagegen die Temperaturen bereits aus, dass größere Wasserpflanzenbestände gedeihen können. In diesen flachen Seen, die im Schnitt niedriger als 1600 m liegen, nahmen die kältetoleranten → *Pioniere* stets ab (→ Abb. 3.5.8). Sie werden seit den 1970er Jahren und besonders deutlich seit Mitte der 1990er Jahre von kleinen und damit schnell wachsenden → *Pionieren* sowie von → *epiphytischen* Arten verdrängt, d.h. von Arten, die auf Wasserpflanzen siedeln. Dieser Befund spricht für ein immer stärkeres Wasserpflanzenaufkommen und für einen größeren Wettbewerb in der Besiedelung des Gewässergrunds, bei dem schnelle → *Pioniere* und → *Epiphyten* profitieren. Da der Grund für diese Entwicklungen eine Erwärmung des Sees ist, lassen sich die dargestellten Verschiebungen innerhalb der Artengruppen als Auswirkungen des Klimawandels verstehen.

Bei diesen flachen Bergseen, bei denen sich signifikante Verschiebungen in den Artengruppen ereigneten, gibt es einen Spezialfall, den **Typ 4+WSS** (Wasserstandschwankungen) (→ Abb. 3.5.9). Dieser ist gekennzeichnet von teils extremen Seespiegelschwankungen von bis zu 9 m wie z.B. am unteren Soiernsee (Karwendelgebirge). Schwankende Seespiegel stellen einen gravierenden ökologischen Stress für die → *litoralen* → *Kieselalgen*gesellschaften dar. In diesen nur periodisch gefluteten Bereichen müssen entsprechend angepasste Arten ein regelmäßiges Austrocknen tolerieren können. Solche Seen sind weiterhin gekennzeichnet durch eine Verschiebung der überall vorkommenden kältetoleranten Arten hin zu den austrocknungstoleranten Spezialisten. Da solche Seespiegelschwankungen im Zuge der Klimaerwärmung durch weniger Schnee im Winter, weniger Schmelzwasser im Frühjahr und heißere Sommer gefördert werden, sind die Spezialisten in diesen Seen zunehmend im Vorteil.

Einen weiteren Spezialfall im Vergleich zu allen anderen bayerischen Bergseentypen stellen → *Dolinenseen* dar, wie z.B. der Sieglsee. Aufgrund der auffallend anderen Zusammensetzung der → *Kieselalgen*gesellschaften wurden → *Dolinenseen* als eigenständiger Typ 5 klassifiziert (→ Abb. 3.5.10).

Bergseen-Typ 3
flacher See (< 6 m), über 1600 m



Bergseen-Typ 4
flacher See (< 6 m), unter 1600 m

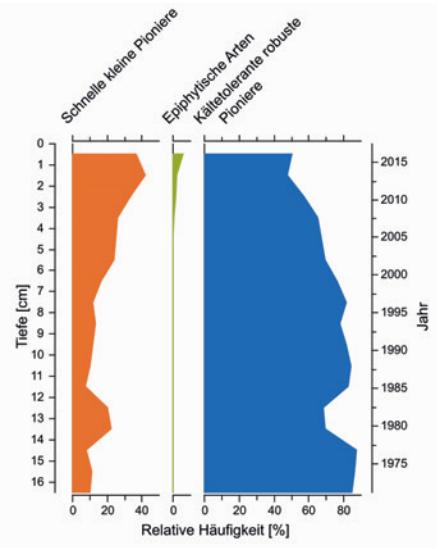


Abb. 3.5.8

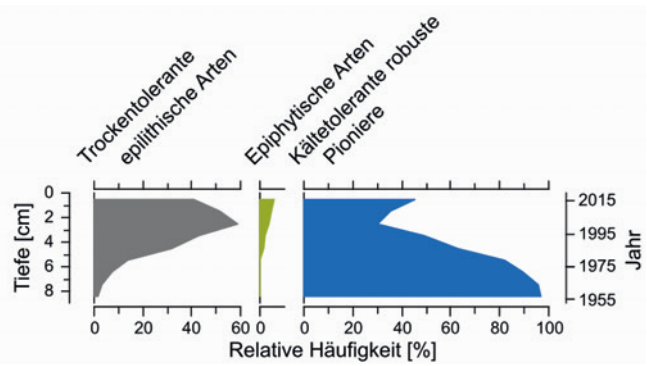
Veränderung der → *Kieselalgen*-Gruppen in den flachen Bergseen-Typen 3 (links) und 4 (rechts) am Beispiel des Sediments des alpinen Grubersees (Rofangebirge) bzw. subalpinen Gaisalpsees (Allgäuer Alpen).

Im Gegensatz zu anderen tiefen und montanen Seen (vgl. Typ 1), spielen → *Plankton-Diatomeen* im → *Dolinensee* fast keine Rolle. Stattdessen ist der über 20 m tiefe See von verschiedenen Gruppen der → *Aufwuchs-Kieselalgen* dominiert, die zudem viel stärkere Schalenstrukturen aufweisen. D.h. sie sind im Gegensatz zu den sonst häufigen → *Pionierarten* viel stärker verkieselt. Die Ursache dafür sind die besonderen Bedingungen des → *Dolinensees*. Er ist extrem nährstoffarm, sehr klar (→ Abb. 3.5.4) und so kalt wie sonst alpine Bergseen (→ Abb. 3.5.5). Kalte Bedingungen fördern das Wachstum stärker verkieselter → *Diatomeen* [→ 11]. Die infolge des Klimawandels zunehmend trockeneren Bedingungen im Sommer wirken sich in diesem See seit einigen Jahren auf die Zusammensetzung der Kieselalgengesellschaften aus. In diesem ausschließlich durch Grundwasser gespeisten See ist diese Veränderung auf eine sich verringernde Wasserzufuhr aus den Quellen zurückzuführen, die sich am Gewässergrund befinden. Dadurch nehmen auch bodennahe Trübungen durch aufgewirbeltes Sediment ab und bewegliche robuste Arten, die aktiv die Oberfläche des Gewässergrunds aufsuchen können und daher einer Verschüttung durch Sediment entgehen können, verlieren ihren Wettbewerbsvorteil.

Abb. 3.5.9

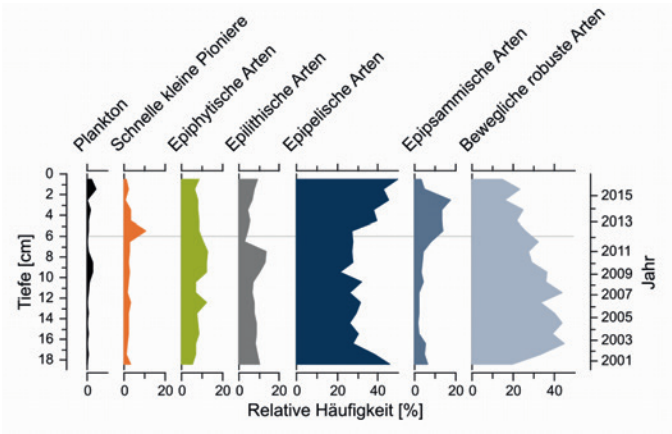
Veränderung der → *Kieselalgen*-Gruppen im Bergseen-Typ 4 mit Wasserspiegelschwankungen (WSS) am Beispiel des Sediments des Brendlsees (Mieminger Kette).

Bergseen-Typ 4+„WSS“
meist flacher See mit 2–9 m Seespiegelschwankungen





Bergseen-Typ 5
Grundwassergespeiste Dolinenseen



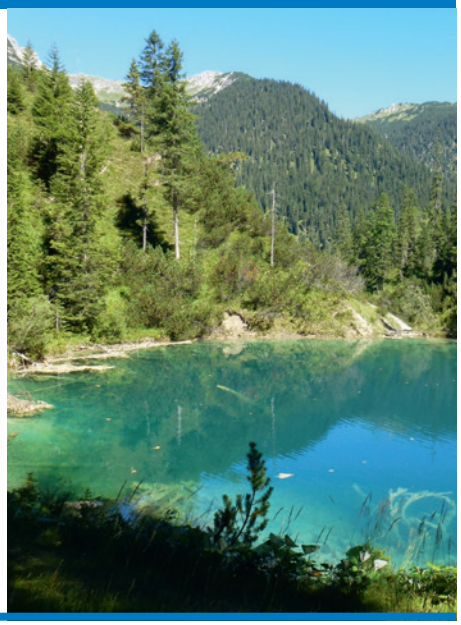
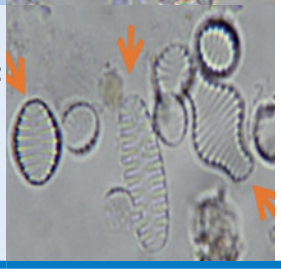


Abb. 3.5.10

Veränderung der → *Kieselalgen-Gruppen* im Bergseen-Typ 5 im Sediment des großen Sieglsees (Allgäuer Alpen).

Kieselalgen Typ	Beschreibung, Temperaturansprüche, Beispiele	Gewässertyp, Verkieselung, Bezug zum Klimawandel
Cyclotella Typ 	▪ Vorkommen nur im Plankton ▪ Zentrische Kieselalgengattung ▪ Viele Vertreter der Gattung benötigen warme geschichtete Seen → Indikator für Erwärmung ▪ Beispiel *Cyclotella distinguenda*	▪ Vorkommen in montanen Seen ▪ Schwach verkieselt ▪ in jüngeren Sedimentschichten, d.h. abgelagert seit Beginn des Klimawandels
Encyonopsis Typ 	▪ Vorkommen im Aufwuchs ▪ Längliche Kieselalgengattung ▪ Lanzettlich, leicht asymmetrisch ▪ Epiphytisch, d.h. gedeiht auf Wasserpflanzen → Indikator für wärmere Seen ▪ Beispiele *Encyonopsis subminuta* (oben), *E. cesatii* (unten)	▪ Vorkommen in Bergseen mit Wasserpflanzen ▪ Schwach verkieselt ▪ in jüngeren Sedimentschichten, d.h. abgelagert seit Beginn des Klimawandels
Aulacoseira Typ 	▪ Vorkommen im Plankton ▪ Zentrischen tönnchenförmige Kieselalgengattung ▪ Bilden kettenförmige Kolonien ▪ Gedeiht in kalten Hochgebirgsseen → Indikator für kühle Bedingungen ▪ Beispiel *Aulacoseira granulata*	▪ Vorkommen in flachen alpinen Seen ▪ Stark verkieselt ▪ in älteren Schichten, d.h. abgelagert vor dem Klimawandel
Staurosira Typ 	▪ Vorkommen im Aufwuchs ▪ Längliche Kieselalgengattung ▪ Gedeiht bei niedrigen Temperaturen, sogar unter Eis → Indikator für kalte Bedingungen ▪ Beispiele *Staurosira venter* (links), *S. pinnata* (Mitte), *S. construens* (rechts)	▪ Vorkommen in vielen Bergseen ▪ Sehr stark verkieselt ▪ vor allem in den älteren Sedimentschichten, d.h. abgelagert vor dem Klimawandel

Stärke Klimawandeleffekt

Schalendicke

Abb. 3.5.11

Zusammenhang zwischen der Verkieselung der → *Kieselalgen* (Schalendicke) und dem Klimawandeleffekt.

Pigmente

Zehn der elf im → *Chromatographen* kalibrierten → *Pigmente* konnten in vielen bayerischen Bergseen gefunden werden, vor allem in produktiveren Seen. Darüber hinaus konnten zehn weitere Farbstoffe anhand ihrer Spektren identifiziert werden. Zu den häufigsten zählen → *Chlorophyll* a, das als „Blattgrün" bekannt ist, und β-Carotin, ein oranger Farbstoff, der die Farbe der namensgebenden Karotten hat. Diese beiden Farbstoffe kommen in allen Pflanzen und Algen vor. Sie sind daher ein Maß für die Produktivität eines Sees, d.h. diese → *Pigmente* zeigen an, wie viel pflanzliche Biomasse sich im See aufbauen kann. In fast allen Seesedimenten findet sich außerdem Fucoxanthin. Es gehört, wie viele andere → *Pigmente* mit der Endung „-xanthin", zur Gruppe der Xanthophylle, die gelblich-bräunlich sind. Fucoxanthin wird nur von bestimmten → *Primärproduzenten* gebildet, wie zum Beispiel von den → *Kieselalgen*. Fucoxanthin erreichte mit rund 1 mg pro Gramm Trockensediment im Drachensee die höchste gemessene Konzentration eines → *Pigments* in den bayerischen Bergseensedimenten. Die Menge und die Zusammensetzung der → *Pigmente*-„Bouquets", d.h. der Algen in den Bergseen, sind jedoch von See zu See sehr unterschiedlich.

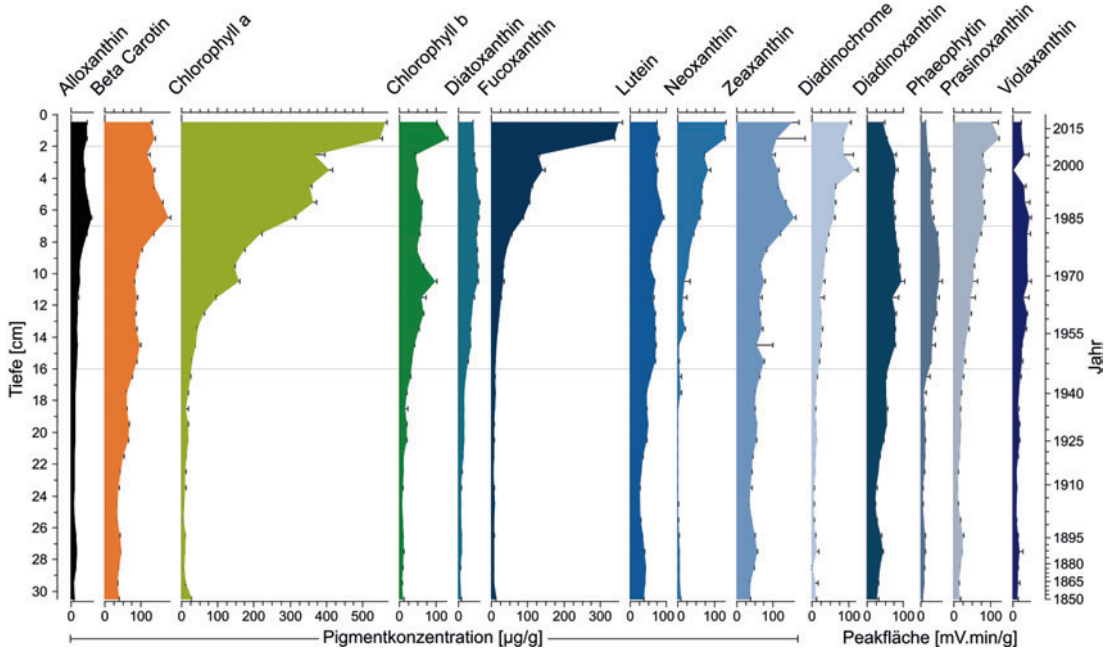
Wie sich bereits bei den → *Diatomeen* zeigte, unterscheiden sich die Algengesellschaften von flachen und von tiefen Bergseen generell dadurch, dass in letzteren → *planktische* Formen gedeihen. Dementsprechend finden sich auch spezifische Pigmente, die nur in → *Plankton*algen vorkommen, vor allem in tieferen Seen wie zum Beispiel das Allo- und Prasinoxanthin im Grünsee (→ Abb. 3.5.12). Diese Farbstoffe lassen sich zwar auch im Sediment flacherer Seen finden. Dort kommen sie allerdings in wesentlich geringeren Mengen vor (→ Abb. 3.5.13). Diese geringeren Mengen an → *Pigmenten* → *planktischer* Algen treten in den flachen Bergseen zudem erst in den jüngeren Schichten der Sedimente auf, insbesondere seit den 1980er Jahren, während sie etwa im tiefen Grünsee schon seit über hundert Jahren eine Rolle spielen.

Außerdem unterscheiden sich flache und tiefe Bergseen hinsichtlich des Beginns und des Ausmaßes der Zunahme der → *Pigment*mengen. Diese Entwicklung zeichnet sich in den tiefen Bergseen zumeist deutlich früher ab, während die Zunahme der → *Pigment*mengen in flacheren Gewässern erst wesentlich später einsetzt, dann jedoch explosionsartig. Wie bereits beim Auftreten → *planktischer* oder → *epiphythischer* → *Kieselalgen* be-

Abb. 3.5.12

Entwicklung der → *Pigment*mengen im Sediment des tiefen subalpinen Grünsees (Berchtesgadener Alpen). Die → *Pigment*mengen beziehen sich auf ein Gramm Trockensediment. Die → *Pigmente* Alloxanthin bis Zeaxanthin wurden zuvor kalibriert, so dass die genauen Konzentrationen bestimmt werden konnten. Die → *Pigmente* Diadinochrome bis Violaxanthin konnten zwar identifiziert werden, aber für die Menge konnte nur die „Stärke des Ausschlags" im → *Chromatographen* verwendet werden.

Pigmente im Grünsee-Sediment



Pigmente im Delpsee-Sediment

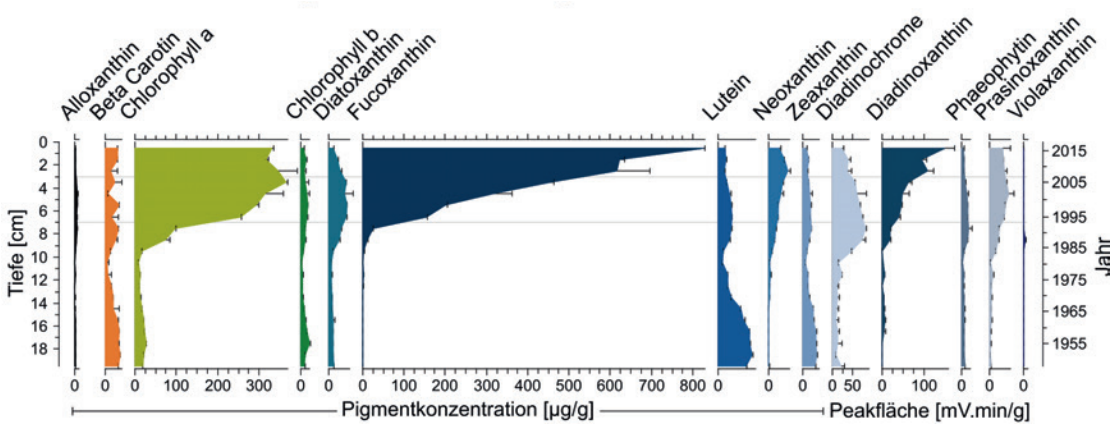


Abb. 3.5.13

Entwicklung der → *Pigment*mengen im Sediment des flachen subalpinen Delpssees (Karwendelgebirge). Weitere Erläuterungen → Abb. 3.5.12.

schrieben wurde, sind bei den Entwicklungen der → *Pigmente* ähnliche → *Kippunkte* des → *Ökosystems* Bergsee erkennbar. Durch die Klimaerwärmung werden diese überschritten. Je nach Höhenlage wird in tiefen Bergseen in der Regel eine Erwärmung des → *Epilimnions* und die Verlängerung der sommerlichen Schichtung bewirkt, so dass mehr → *Plankton*algen gedeihen können und folglich der → *Pigment*gehalt der Sedimente allmählich zunimmt. In flachen Seen hingegen bleibt das Ausmaß der Besiedelung des gesamten Gewässergrunds mit → *Aufwuchsalgen* zunächst gleich, bis die Erwärmung des Sees schließlich die Ansiedelung und die Ausbreitung von Wasserpflanzen erlaubt. Da die Wasserpflanzen ebenfalls besiedelt werden können, ermöglicht dieser Prozess erstmalig einen dreidimensional verteilten Algen→ *aufwuchs* am Gewässergrund und die Etablierung weiterer Algenarten im Bergsee. Nach Eintreten dieses → *Kippunkts* steigen in flachen Bergseen die → *Pigment*mengen folglich drastisch an. Insgesamt zeigen statistische Berechnungen, dass die Entwicklung der → *Pigmente* und der Algen in fast allen Bergseen eng mit der Temperatur und damit der Klimaerwärmung gekoppelt ist [→ 12].

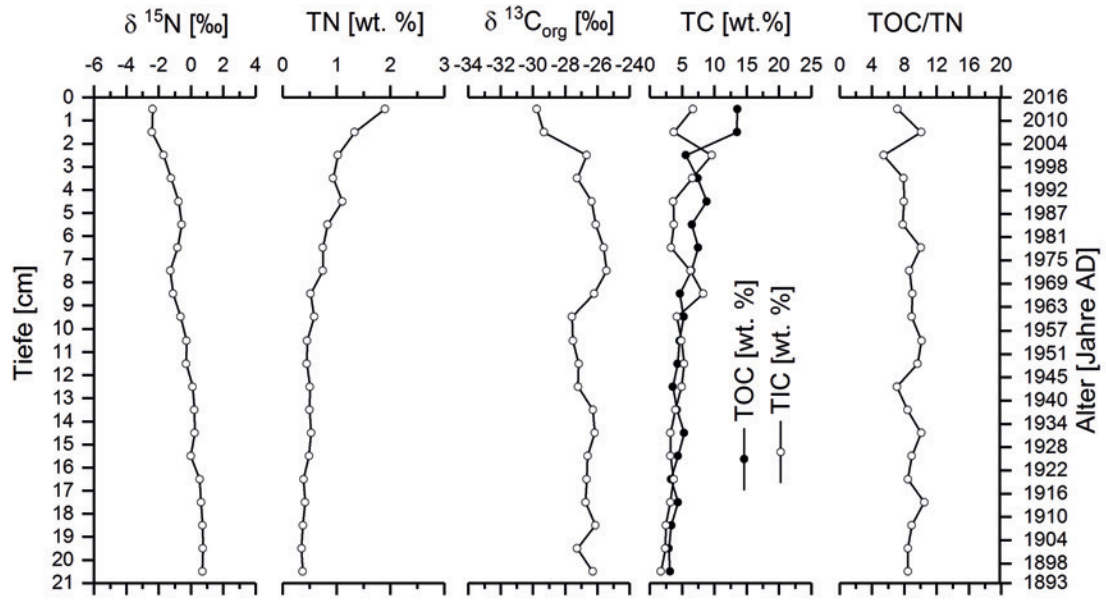


Abb. 3.5.14

Entwicklung der stabilen Isotope von Kohlen- und Stickstoff und daraus abgeleitete Parameter am Beispiel des subalpinen Hörnlesees (Allgäuer Alpen). Zur Erläuterung der einzelnen Parameter → Info-Kasten.

Kohlenstoff-, Stickstoffisotope und abgeleitete Parameter

- δ **^{15}N:** Verhältnis des schweren seltenen Stickstoff-Isotops 15^N zum leichteren und häufigeren 14^N
- δ **^{13}C:** Verhältnis des schweren seltenen Kohlenstoff-Isotops 13^C zum leichteren und häufigeren 12^C
- **Wertebereiche:** Da die Anteile schwerer Isotope oft extrem klein sind und, um sie international zu normieren, wird in einer Formel das Verhältnis der beiden Isotope gegen das eines Standards gerechnet. Daraus können sich dann negative Promillezahlen der Isotopenverhältnisse (δ) ergeben. Je mehr schweres Isotop vorhanden ist, desto positiver ist der Wert.
- **TN:** Gesamtstickstoff (**T**otal **N**itrogen) als Anteil an der Gesamtmasse einer Probe
- **TC:** Gesamtkohlenstoff (**T**otal **C**arbon) als Anteil an der Gesamtmasse einer Probe
- **TIC:** Gesamter anorganischer Kohlenstoff (**T**otal **I**norganic **C**arbon), sprich mineralischer, z.B. aus Gesteinen gelöster → *Kalk*
- **TOC:** Gesamter organischer Kohlenstoff (**T**otal **O**rganic **C**arbon), entspricht im Sediment den sterblichen Überresten aller Organismen (Bakterien, Pflanzen, Algen, Tieren)
- **TOC/TN:** Verhältnis organischen Kohlenstoffs zum Gesamtstickstoff

Stabile Isotope

Bei den → *Isotopenverhältnissen* von Stickstoff und Kohlenstoff sowie bei den daraus abgeleiteten vier Parametern zeigen die Werte in den Sedimenten der bayerischen Bergseen oft dieselbe Entwicklung an. Diese wird exemplarisch anhand der Ergebnisse des Hörnlesees (→ Abb. 3.5.14) und des Funtensees (→ Abb. 3.5.15) gezeigt. Die δ ^{15}N und δ ^{13}C-Werte nehmen in nahezu allen Seen mit der Zeit tendenziell ab und werden kontinuierlich negativer (→ Abb. 3.5.17). D.h. die häufigeren leichten → *Isotope* (^{14}N, ^{12}C) reichern sich zunehmend in den jüngeren Sedimentschichten an. Diese Entwicklung lässt sich als Zunahme der → *Photosynthese* bzw. der → *Primärproduktion* interpretieren, da Pflanzen und Algen bei ihren durch Enzyme gesteuerten biochemischen Reaktionen in der Regel die leichteren und häufigeren → *Isotope* eines Elements bevorzugen [→ 13]. Gesteigerte → *Photosynthese*raten können zu gesteigerten mikrobiellen Abbauprozessen am Gewässergrund und in tiefen Seen zum Sauerstoffschwund im → *Hypolimnium* führen. Auch durch diese Prozesse kann es zu einer Abreicherung der schweren ^{13}C-→ *Isotope* im Sediment kommen, so dass die δ ^{13}C-Werte zusätzlich negativer werden.

Am Verlauf der δ ^{13}C-Werte im Hörnleseekern lässt sich erkennen, dass diese bis Mitte der 1940er Jahre annähernd konstant waren und anschließend für gut zehn Jahre abnahmen, d.h. negativer wurden. Diese Abnahme lässt sich durch die überdurchschnittlich warmen Sommer dieser Jahre erklären, die eine vorübergehend erhöhte → *Primärproduktion* im See zur Folge hatten. In den deutlich kühleren Jahren der folgenden Jahrzehnte kehrte sich diese Entwicklung allerdings nochmals um, bevor die Klimaerwärmung ab den 1970er massiv an Fahrt aufnahm. Diese Entwicklung äußert sich in abnehmenden δ ^{13}C-Werten, d.h. in zunehmender → *Primärproduktion*. Entsprechend dieser → *Isotopen*-Werte steigen auch die Werte des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) und des Gesamtstickstoffs (TN) im Sediment, d.h. es wird mit der Zeit immer reicher an pflanzlichen Überresten. Die ebenso leicht steigenden Werte an anorganischem Kohlenstoff (TIC), also beispielsweise aus Gesteinen gelöste Kohlenstoffverbindungen, zeigen einen Anstieg des Eintrags aus dem Einzugsgebiet der Seen an. Im Zuge des Klimawandels häufen sich extreme Starkregenereignisse und es verkürzen sich die Phasen einer vor Erosion schützenden Schneebedeckung. Diese Tatsachen sind die beiden Hauptfaktoren, die in relativ kurzer Zeit zu einem deutlichen Ansteigen von ausgewaschenem Material in den Seen führen [→ 14]. Langsamere Reaktionen auf den Klimawandel sind dagegen beispielsweise der Anstieg der Vegetation in den Alpen wie z.B. der Baumgrenze [→ 15]. Dieser Entwicklung folgt eine zunehmende biologische Verwitterung. Dabei werden durch Wurzeln von Felsen bzw. Steinen kleine Partikel abgesprengt, wodurch zusätzlich

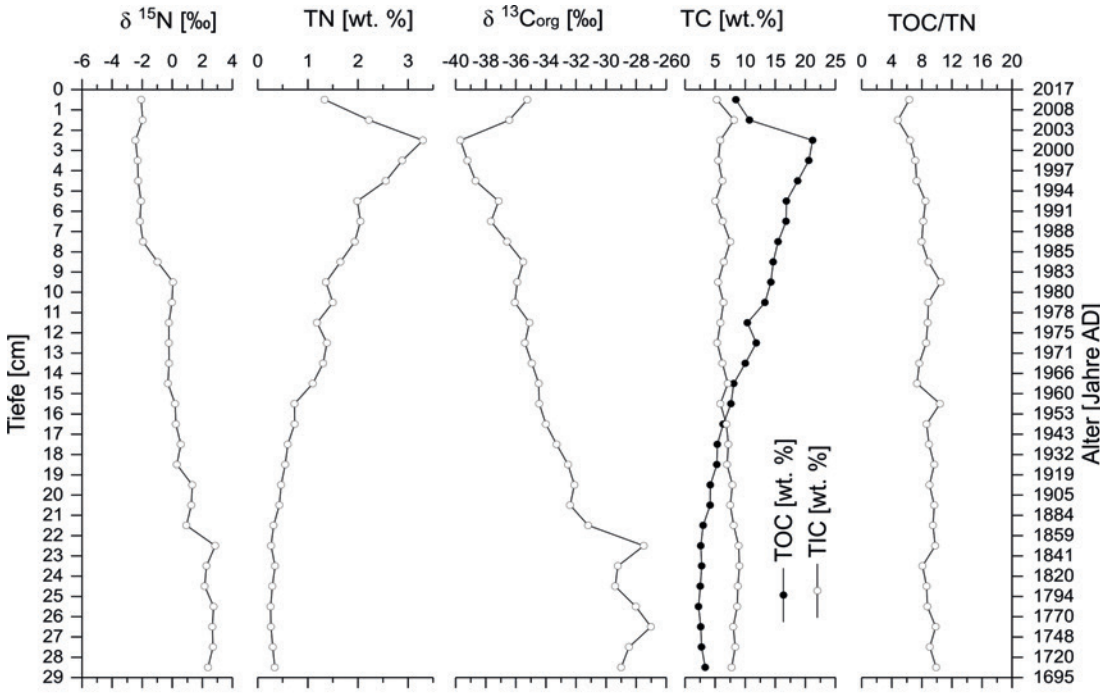


Abb. 3.5.15

Entwicklung der stabilen Isotope von Kohlen- und Stickstoff und daraus abgeleitete Parameter am Beispiel des subalpinen Funtensees (Berchtesgadener Alpen). Zur Erläuterung der einzelnen Parameter → Info-Kasten.

immer mehr mineralischer Kohlenstoff in den See ausgewaschen werden kann [→ 16].

Das TOC/TN-Verhältnis bleibt entgegen der Entwicklungen der anderen Parameter im Hörnlesee relativ konstant. Aufgrund der Werte ist das organische Material im Sediment vor allem durch autochthones, d.h. im See produziertes Pflanzenmaterial geprägt. Algen weisen meist einstellige TOC/TN-Verhältnisse auf, während dieser Wert bei Wasserpflanzen um 10 und Landpflanzen in der Regel deutlich über 10 liegt [→ 13]. Bei vielen anderen Sedimenten wie etwa im Funtensee (→ Abb. 3.5.15) lässt sich dagegen eine Abnahme dieses Verhältnisses beobachten. Dies deutet darauf hin, dass das organische Material in diesem Bergsee zunehmend von Algen im Vergleich zu Wasserpflanzen und zu von außen eingetragenem Pflanzenmaterial dominiert wird, was die einstelligen TOC/TN-Werte festigt. Der Trend der kontinuierlich zunehmenden Dominanz der Algen lässt sich auf die Erwärmung infolge des Klimawandels zurückführen. Im Gegensatz zum inzwischen durch Algen dominierten Funtensee bedecken dichte → *Makrophyten*bestände mit → *Aufwuchsalgen* den gesamten Gewässergrund des Hörnlesees. Diese → *Primärproduzenten*gemeinschaft befindet sich offensichtlich seit langem im Gleichgewicht. Durch die Etablierung eines Bergwaldes und/oder durch den Zusammenbruch der Wasserpflanzengesellschaften sowie die jeweils damit verbundene Zunahme an Nährstoffen, könnte sich dieses Gleichgewicht zugunsten einer anschließend dominierenden reinen Algengesellschaft verschieben.

In den Bergseen der bayerischen Alpen, in deren unmittelbaren Einzugsgebiet eine Berghütte steht, sind diverse Baumaßnahmen schließlich auch im See zu erkennen. Am Funtensee ist beispielsweise zu sehen, dass die zeitliche Entwicklung der stabilen → *Isotope* in den Sedimenten gut mit Ereignissen am Kärlingerhaus erklärbar ist (→ Abb. 3.5.15). Wie bereits die → *Pigment*analyse am Funtensee zeigte, folgt auf Neu-, Um- und Ausbau des Kärlingerhauses in den ersten Jahrzehnten des 20. Jahrhunderts ein Anstieg sowohl des organischen Materials als auch der seeinternen → *Primärproduktion* im See. Da durch die Hütte Nährstoffe in den See gelangten, sind die entsprechenden Klimawandel-induzierten Trends, wie die Zunahme organischen Kohlenstoffs (TOC) und die Abnahme von $\delta^{13}C$, wesentlich stärker ausgeprägt, als vergleichsweise am Hörnlesee. Erst mit dem Bau einer Kläranlage im



Abb. 3.5.16

Der alpine Drachensee direkt unterhalb der Coburger Hütte in der Mieminger Kette.

Jahr 2002 kehrten sich diese Trends rasant um und gingen auf Werte zurück, wie sie ohne eine solche Hütte zu erwarten wären. Ähnliche Auswirkungen zeigten sich auch durch die Einflüsse der Coburger Hütte am Drachensee in der Mieminger Kette (→ Abb. 3.5.16) und durch die Rappenseehütte am Rappensee im Allgäu.

Darüber hinaus zeigt der Abgleich der *Isotopen*werte mit Pflanzenproben aus dem Einzugsgebiet, dass sich sowohl flache und tiefe Seen als auch Bergseen der montanen, subalpinen und alpinen Höhenstufen unterscheiden (→ Abb. 3.5.17). Grundsätzlich weisen tiefe Seen in allen drei Höhenlagen geringere δ^{13}C-Werte auf als flache Bergseen. Dieser Befund lässt sich darauf zurückführen, dass am unbelichteten Gewässergrund der tiefen Seen verstärkt bakterielle Abbauprozesse unter Sauerstoffverbrauch stattfinden, die zu einer zusätzlichen Abnahme der δ^{13}C-Werte führen [→ 13, → 17].

Die Werte flacher Seen sind dagegen im Wesentlichen durch ihre pflanzlichen Komponenten geprägt. Die → Signaturen dieser Seen sind meist Mischungen der δ^{13}C-Werte der Algen- und Wasserpflanzen sowie Falllaub der umgebenden Vegetation wie Bäume oder krautige Pflanzen. Selbstverständlich gewinnt das Falllaub bezogen auf einen Wasserkörper umso mehr an Bedeutung, je kleiner das Gewässer ist. Ausnahmen stellen dabei alpine Seen dar. Dort fehlen ausgeprägte Pflanzenbestände insbesondere Wälder im Umland. In Flachseen wie dem Brendelsee (Bre) und dem Seeleinsee (See) kann sogar die geringe autochthone Produktion die Kohlenstoff→ *signatur* prägen, so dass in deren Sedimenten die vergleichsweise höchsten δ^{13}C-Werte ermittelt wurden (→ Abb. 3.5.17). In den tiefen alpinen Seen der bayerischen Alpen fehlt eine gerichtete Dynamik, wie sie in den anderen Höhenstufen beobachtet werden kann.

Durch intensivere Abbauprozesse, vor allem aber durch die Veränderungen der Vegetation wie dem Anstieg der Baumgrenze oder einem verstärkten Pflanzenwachstum, zeigen montane und subalpine Bergseen klare Trends hin zu negativeren Kohlenstoff- und Stickstoff-→ *Isotopen*, entsprechend den → *Signaturen* der Vegetationsformen. In alpinen Einzugsgebieten hingegen muss sich teilweise erst Boden für Pflanzen neu bilden, und es wachsen nur Kräuter und Gräser. Die δ^{13}C- und die δ^{15}N-Werte liegen daher im Bereich dieser Pflanzen.

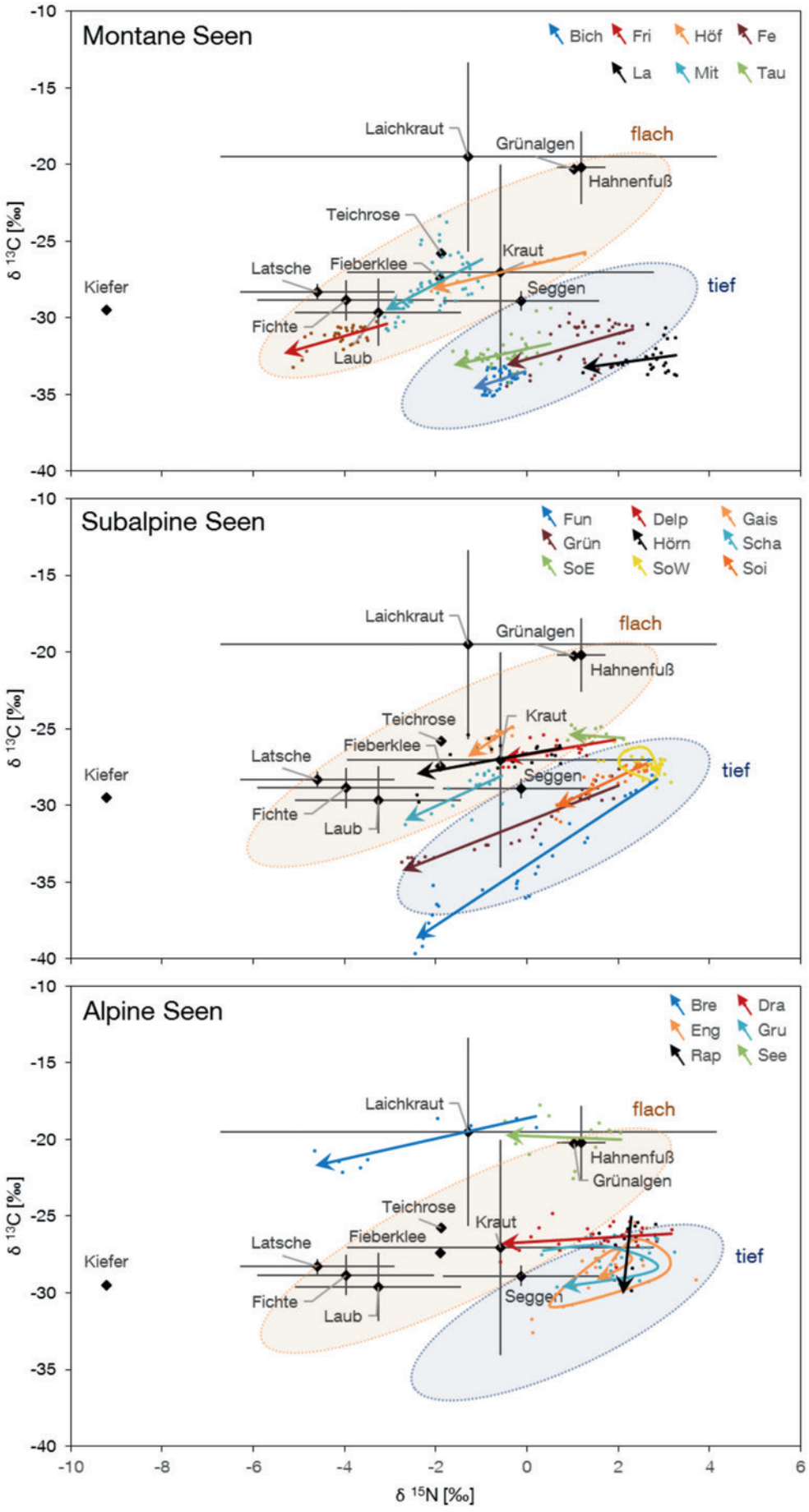


Abb. 3.5.17

Stabile → *Isotope* der Sedimentkerne der bayerischen Bergseen im Abgleich mit den Proben aus deren unmittelbaren Einzugsgebieten. Die Seen sind unterteilt in montane (oben), subalpine (Mitte) und alpine Bergseen (unten).

3.5.3 Klimawandel in bayerischen Bergseen

Die Untersuchungen der Sedimentkerne zeigen deutlich, dass der Klimawandel alle bayerischen Bergseen beeinträchtigt und sich schon seit mehreren Jahrzehnten auf die jeweiligen → *Ökosysteme* auswirkt. Die Veränderungen können allerdings von See zu See sehr unterschiedlich sein. Auf welche Weise die Klimaerwärmung einen Bergsee beeinflusst, hängt maßgeblich von seiner Höhenlage, seiner Tiefe und auch von sei-

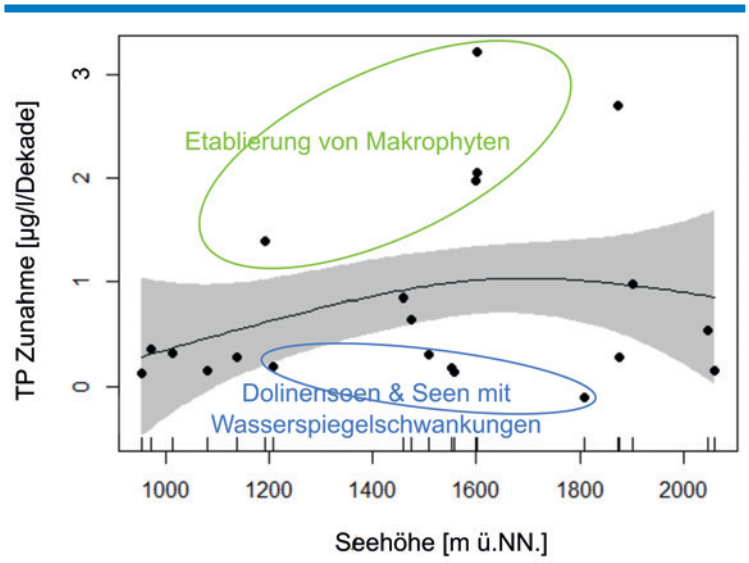


Abb. 3.5.18
Aus den Pigmentdaten errechnete Zunahme des Gesamtphosphats in den Bergseen pro Dekade in Abhängigkeit von der Höhenlage. Im Bereich der Baumgrenze sind die gegenwärtigen Zunahmen am höchsten.

nem Nährstoffgehalt ab. Die deutlichsten → *Kipppunkte* sind gegenwärtig an den Seen entlang der Baumgrenze zu beobachten. Diese liegt in den bayerischen Alpen aktuell zwischen 1600 und 1800 m. Im Bereich dieser Baumgrenze erlauben zum einen die aktuellen und die in naher Zukunft zu erwartenden Seetemperaturen, dass sich erstmals größere Wasserpflanzenbestände aufbauen können. Zum anderen bedeutet die Etablierung erster Bäume und lockerer Wälder in dieser Höhenlage die einschneidendste Veränderung. Infolge dieser Entwicklung wird die Verfügbarkeit von Nährstoffen durch Einträge aus dem Umland der Seen deutlich ansteigen.

Anhand der sedimentären → *Pigmente* lässt sich beispielsweise die Konzentration des Gesamtphosphors in den Bergseen rekonstruieren und erlaubt damit die Abschätzung [→ 18] um wie viel diese seit den 1970er Jahren zunahm. Die Neuetablierung von → *Makrophyten* führt zu einer Überschätzung der Gesamtphosphorkonzentrationen durch → *Pigment*analysen und zu einer Unterschätzung dieser Werte in → *Dolinenseen* bzw. in Bergseen. Zwar schwanken diese Werte, doch im Mittel entspricht die Entwicklung in den letzten Jahrzehnten einer Zunahme des Phosphorgehalts um 1 µg pro Liter und Dekade (→ Abb. 3.5.18). Der Wert allein mag gering erscheinen. In Bezug auf die mittlere Phosphorkonzentration von 6,9 µg/l in den bayerischen Bergseen entspricht das im 21. Jahrhundert aber fast einer Verdopplung in nur 50 Jahren – induziert durch die Klimaerwärmung. Bei den teils drastischen Veränderungen im → *Ökosystem* Bergsee durch die Erwärmung von etwa 1,7 °C im bayerischen Alpenraum seit den 1970er Jahren, die die Untersuchungen der → *Kieselalgen* und → *Pigmente* zeigten, könnte diese Nährstoffzunahme bereits eine Rolle gespielt haben. Sie vermag jedoch vor allem in Zukunft die → *Trophie* der Bergseen zu erhöhen. Bergseen in der Nähe von Berghütten zeigten zudem, dass eine erhöhte Nährstoffverfügbarkeit die Folgen der Erwärmung, v.a. eine gesteigerte → *Primärproduktion*, weiter verstärken [→ 19]. Lediglich Bergseen, die zumeist tiefer als 8–10 m sind, reagierten moderater und können die Erwärmung in gewissem Maße abpuffern.

Während Veränderungen, d.h. massive Zunahmen der Biomasse von Algen- und Wasserpflanzen in flachen Seen den kompletten See betreffen, beschränken sich diese in tiefen Seen nur auf die Randbereiche. In diesen Seen können die Entwicklungen im → *Litoral* durch den großen Wasserkörper der Freiwasserzone gewissermaßen verdünnt werden. Gleichzeitig sind eine verlängerte → *Sommerstagnation* und die Erwärmung des → *Epilimnions* mit der damit verbundenen Zunahme des → *Planktons* von größerer Bedeutung. Damit gilt auch für die bayerischen Bergseen zumindest während des Sommers: **„Die blauen Seen werden blauer, die grünen werden grüner“.**

3.6 Schutz und Erhalt der bayerischen Bergseen

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass die meisten Gesellschaften der Bergseen bereits stark auf den Klimawandel reagieren. Deshalb bedarf es des Schutzes dieser einzigartigen → *Ökosysteme*, um deren wichtige Funktionen, die in Kapitel 3.3 beschrieben wurden, aufrechtzuerhalten.

Vermeidung von Abwässern

Neben der globalen Erwärmung ist es lokal oft zusätzlich der Nährstoffgehalt, der die Reaktionen eines Sees infolge des Klimawandels steuert. Wenn in ihrem Einzugsgebiet stark frequentierte Berghütten liegen, deren Abwässer vor Ort nicht sachgerecht entsorgt werden, zeigen Bergseen häufig erhöhte Nährstoffgehalte und reagieren auf die Erwärmung wesentlich stärker. Algen und Wasserpflanzen können sich dort deutlich stärker und schneller ausbilden. In Seen, in denen es für Wasserpflanzen noch zu kühl ist, verschlammt das Sediment. Aufgrund des eintönigen Untergrunds verringert sich die Diversität der → *Primärproduzenten*, was beispielsweise am Funtensee beobachtet werden kann. Die geringere Diversität bedeutet in der Regel eine höhere Anfälligkeit für Störungen. Ein Kippen des Systems Bergsee zu schlechteren Sauerstoffbedingungen am Gewässergrund, die dann eine zusätzliche Nährstofffreisetzung bewirken, wird zunehmend wahrscheinlicher. In alpinen Bergseen, in denen ein ausgeprägtes Wachstum von Algen und Pflanzen noch durch kühle Temperaturen unterbunden wird, könnte eine Anreicherung von Nährstoffen in einigen Jahrzehnten in Kombination mit der weiteren Erwärmung drastische Konsequenzen haben. Obwohl diese Bergseen heute noch als kalte blaue Juwelen erscheinen, können sie beim Erreichen von Temperaturen, die ein Algenwachstum ermöglichen, sprunghaft zu trüben grünen Gewässern werden.

Aus diesem Grund muss die Zufuhr von jeglichen Abwässern in Bergseen so weit wie möglich verringert oder gar ganz unterbunden werden. Selbstverständlich ist es weder ökonomisch machbar noch ökologisch sinnvoll, jede Berghütte über Abwasserleitungen an eine kommunale Kläranlage anzuschließen. Das anfallende Abwasser könnte jedoch beispielsweise gesammelt und dann abtransportiert werden. Am ökologischsten wäre es, eine biologische Kläranlage in der Nähe der Hütte zu errichten, außerhalb des ober- und unterirdischen Einzugsgebiets. Eine solche Anlage müsste so positioniert werden, dass das geklärte Abwasser ober- oder auch unterirdisch talwärts abfließen kann, ohne in den Bergsee zu strömen. Am Kärlingerhaus wurde im Jahr 2002 eine solche Kläranlage gebaut. Bereits wenige Jahre nach dessen Inbetriebnahme brach das Algenwachstum wieder ein. Entsprechende Maßnahmen sind also innerhalb kürzester Zeit wirksam und deutlich sichtbar.

Vermeidung von Rodungen im Einzugsgebiet

Massive Holzeinschläge, bei denen durch den Abtransport auf den Rückewegen auch der Boden aufgerissen wird, führen häufig zu einem Anstieg der Auswaschung des Bodens. Erfolgt die Holzgewinnung oberhalb eines Sees, so nimmt dieser das Bodenmaterial anschließend wie ein Sammelbecken auf, was zunächst zu einer Trübung führt. Schließlich verschlammt der Gewässergrund und eine → *Eutrophierung* äußert sich in einem verstärkten Algenwachstum. Ein solches Szenario konnte anhand der Untersuchungen von stabilen → *Isotopen* am Höfersee entschlüsselt werden. Die → *Kieselalgen* und die → *Pigment*mengen im Sediment dieses Bergsees nahmen hier etwa ab dem Jahr 2000 explosionsartig zu (→ Abb. 3.5.19). Zeitgleich deuteten die → *Isotopensignaturen* der Sedimente auf Material hin, das von Laub- und Nadelbäumen stammt (→ Abb. 3.5.17). Historische Satellitenbilder bestätigten schließlich den Verlust von Waldflächen in der unmittelbaren Umgebung des Sees um das Jahr 2000. Möglicherweise wurde dort massiver Windwurf nach dem Orkan Lothar im Dezember 1999 entfernt. Dieses folgenschwere Ereignis, das einer kompletten Rodung gleichkommt, bewirkte schließlich eine nachhaltige ökologische Veränderung in

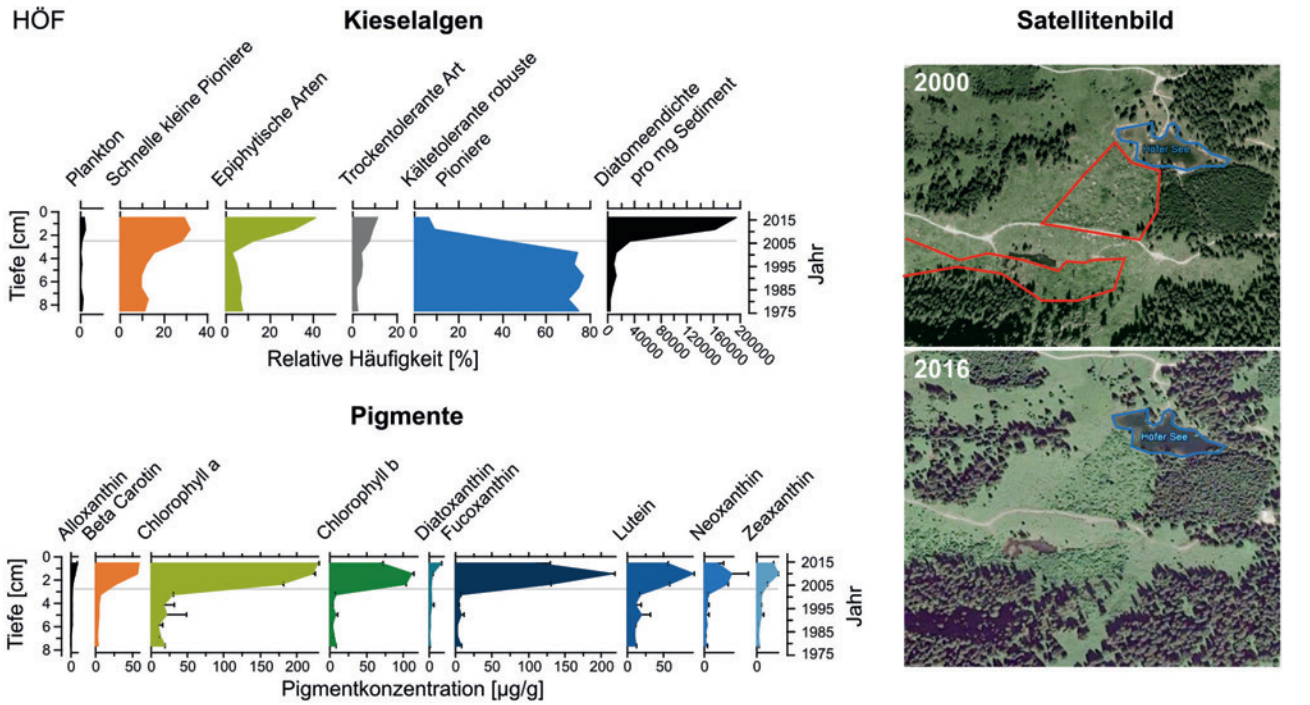


Abb. 3.5.19

Rodungsfolgen im Höfersee (Allgäuer Alpen in Tirol). Entwicklung der → *Kieselalgen* und → *Pigmente* als Folgen massiver plötzlicher Materialeinschwemmung durch Waldrodungen im direkten Einzugsgebiet, wie Satellitenbilder von 2000 belegen. Zu der Zeit sind die Rodungsflächen noch relativ frisch (rot umrahmt), um 2016 wächst dort wieder Jungwald heran. Die Umrisse des Höfersees sind blau umrahmt.

diesem montanen Bergsee. Gegenwärtig ist der gesamte See von Laichkräutern besiedelt, was vermutlich vor dem Eintrag von Feinsubstrat aus dem Umland nicht der Fall war.

Daher sollten zum Schutz von Bergseen entsprechende Rodungsmaßnahmen in der direkten Umgebung vermieden werden, während die naturverträgliche Entnahme einzelner Bäume vertretbar ist.

Vermeidung von Aufstauungen

Der Bau von Staudämmen hat zweckmäßig den Anstieg des Wasserspiegels von Bergseen zur Folge. Dadurch verlagert sich das Ufer des Bergsees weiter nach oben und der von Pflanzen bewachsene ursprüngliche Uferbereich wird überspült. Als Konsequenz entwickelt sich der ehemalige Uferstreifen zu Seeboden, wodurch in gesteigertem Maße Pflanzen- und Bodenmaterial und damit auch Nährstoffe in den See gelangen. In Abhängigkeit von der Aufstauhöhe erfolgt schließlich im Bergsee eine mehr oder minder starke → *Eutrophierung*. Ein solcher Prozess konnte an einem der untersuchten Bergseen beobachtet werden: dem Rappensee in den Allgäuer Alpen. Durch den Bau einer kleinen ca. 1 m hohen Staumauer wurde der Wasserspiegel des Rappensees 1948 für die Nutzung des Wassers im Almgebiet angehoben. Für die Folgezeit lassen sich im Sedimentkern typische Anzeichen leichter → *Eutrophierung* beobachten. Die → *Kieselalgen*gesellschaften stellten sich entsprechend um und die → *Pigment*konzentrationen stiegen leicht an. Da der Rappensee ein alpiner Bergsee ist, hielt sich der Anstieg der → *Primärproduktion* durch die kurze Vegetationsperiode und niedrigen Temperaturen in Grenzen. Als mögliche Folge dauerte jedoch auch die Regeneration des → *Ökosystems* länger. Die Ergebnisse der Untersuchungen der Sedimentkerne deuten auf eine mindestens 40-jährige Erholungsphase dieses Bergsees hin, wobei der Gewässergrund relativ schlammig blieb. Gegenwärtig ist der Rappensee in einem ökologischen Gleichgewicht und hat das Erscheinungsbild eines klaren Bergsees. In Folge der Klimaerwärmung zunehmend längere Schichtungsphasen könnten allerdings die Rücklösungsprozesse der Nährstoffe aus dem Sediment fördern, so dass der Rappensee wieder langsam → *eutroph*ieren würde. Außerdem steht eine große Berghütte wie eine tickende Zeitbombe in Nähe des Rappensees, denn ein möglicher Zwischenfall bei der Abwasserentsorgung könnte diesen Bergsee zum sofortigen Umkippen bringen. Somit ist ein Hüttenbetrieb in der Nähe von Bergseen

kritisch zu sehen, wenn nicht zumindest eine zuverlässige Abwasserentsorgung gewährleistet werden kann.

Begrenzung von Trinkwassergewinnung aus Bergseen

Heutzutage wird in den bayerischen Alpen direkt aus Bergseen nur noch selten Trinkwasser gewonnen, eher wird es aus Quellen oder Bergbächen abgeleitet. Mit der zunehmenden Verschärfung des Klimawandels kann das Wasser in den Bergen jedoch einerseits immer knapper werden, da die Winter kontinuierlich schneeärmer werden und somit im Frühjahr zunehmend das Schmelzwasser fehlt. Anderseits werden stagnierende stabile Hochdruckwetterlagen häufiger (→ Info-Kasten in Kapitel 3.2 und 4.2.2), die sommerliche Dürren nach sich ziehen können. Infolgedessen werden zahlreiche Bergquellen und -bäche phasenweise trockenfallen, so dass schließlich die Bergseen als natürliche Wasserreservoire genutzt werden müssen. Wie bereits in den großen bayerischen Voralpenseen beobachtet wurde [→ 20], nehmen auch in den Bergseen allein durch die Veränderung des Klimas die Wasserspiegelschwankungen kontinuierlich zu [→ 10, → 21]. Bei manchen Bergseen der bayerischen Alpen betragen sie heute bereits über 6 m. Solche Dynamiken haben dramatische Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften im See und nur wenige austrocknungstolerante Spezialisten können sich etablieren. Eine zusätzliche Wasserentnahme zur Nutzung würde die Situation weiter verschärfen und könnte zur gänzlichen Austrocknung von Bergseen in Hitzesommern führen. Bereits heute tritt dieser Zustand bei kleinen Bergseen mit stark schwankendem Wasserspiegel nahezu ein, wie z.B. beim Seeleinsee im Jahre 2015 (→ Abb. 3.5.20). Daher sollte auch künftig aus kleinen Bergseen, die ohnehin schon stärkeren Wasserstandsschwankungen unterworfen sind, kein Wasser zur Nutzung entnommen werden. Aus größeren Seen mit dauerhaften Zuflüssen könnten möglicherweise definierte Wassermengen entnommen werden, wobei unbedingt die Entwicklung des Wasserstands verfolgt werden muss. Bei gravierenden Änderungen sollte die Wasserentnahme dann entsprechend reduziert bzw. ganz eingestellt werden. Bei Bergseen mit höheren Nährstoffgehalten muss bei einer Absenkung des Wasserspiegels auch damit gerechnet werden, dass Nährstoffe aus dem Tiefenwasser bzw. aus dem Sediment leichter an die Oberfläche gelangen und den See weiter → *eutroph*ieren können.



Abb. 3.5.20

Fast ausgetrockneter Seeleinsee (Berchtesgadener Alpen) nach einem trockenen Hitzesommer im Herbst 2015.

Fazit

Um die hochsensiblen → *Ökosysteme* der Bergseen unter dem Druck des Klimawandels zu erhalten, sollten menschliche Eingriffe in Seen und deren Umland auf ein Minimum reduziert werden. Das heißt nicht, dass prinzipiell jegliche Nutzung ausgeschlossen ist. Sie sollte jedoch unter Berücksichtigung der jeweiligen Eigenschaften eines Sees naturverträglich und begrenzt sein. Das bedeutet allerdings, dass kleine Seen mit wenig Pufferkapazität gänzlich ungestört bleiben müssen.



4 Aspekte der Klimaforschung an Seen

Erkenntnisse über die vielfältigen Effekte der globalen Erwärmung auf Seen zu gewinnen und daraus Maßnahmen abzuleiten, sind eine große Herausforderung an die Klimaforschung. Bisher standen verschiedene Themen im Fokus, die an klaren und algentrüben Seen im Alpenvorland und in Nordbayern untersucht wurden.

In diesem Zusammenhang wurde die Auswirkung des Klimawandels auf die Verbreitung von Cyanobakterien untersucht, die Giftstoffe ins Freiwasser von Seen abgeben können. Außerdem wurden die Folgen des Klimawandels auf die Lebensräume im Uferbereich von Seen erforscht, die durch Unterwasserpflanzen und durch Röhrichte, speziell das Wasserschilf, strukturiert werden. Darüber hinaus wurde abgeschätzt, ob die Ausfällung von Kalk im Freiwasser von Seen als Kohlenstoffsenke dienen kann.

4.1 Cyanobakterien und Cyanotoxine in bayerischen Seen 49
4.2 Die Unterwasservegetation bayerischer Seen 58
4.3 Die Röhrichte bayerischer Seen 71
4.4 Seen als Kohlenstoffsenke 79

4.1 Cyanobakterien und Cyanotoxine in bayerischen Seen

4.1.1 Cyanobakterien – Biologie und globale Bedeutung

Was sind Cyanobakterien?

Cyanobakterien sind überall vorkommende mikroskopisch kleine Bakterien, die → *Photosynthese* betreiben können. Ihr Name leitet sich von ihrer häufig blaugrünen Farbe ab, die als → *Cyan* bezeichnet und durch Pigmente hervorgerufen wird. Früher war nicht klar, dass es sich im wissenschaftlichen Sinn um Bakterien handelt, also um Einzeller ohne Zellkern. Daher wurden die Cyanobakterien zunächst fälschlicherweise „Blaualgen" genannt. Cyanobakterien sind eine der ältesten Lebensformen auf der Erde. Vor rund 2,5 Milliarden Jahren gehörten sie zu den ersten Organismen, die → *Photosynthese* betreiben konnten. Sie besaßen bereits den dazu notwendigen Blattfarbstoff → *Chlorophyll* und konnten mithilfe von Sonnenenergie aus Kohlendioxid und Wasser Biomasse bilden und dabei Sauerstoff freisetzen. Daneben haben Cyanobakterien noch weitere charakteristische Pigmente wie das blaue → *Phycocyanin* und das rote → *Phycoerythrin*. Diese Pigmente erhöhen die Effizienz der → *Photosynthese*, da sie zusätzliche Lichtenergie aufnehmen und auf das → *Chlorophyll* übertragen können. Daher können die Cyanobakterien selbst bei sehr schlechten Lichtverhältnissen gedeihen.

Im Verlauf der Evolution haben sich Einzeller mit Zellkern entwickelt, die schließlich nach der → *Endosymbionten-Theorie* [→ 22] aktiv Cyanobakterien aufgenommen haben und dadurch → *Photosynthese* betreiben konnten. Auf diese Weise entstanden die Pflanzen und deren → *Chloroplasten* waren einst Cyanobakterien.

Bedeutung der Cyanobakterien

Wie viele andere Bakterien sind auch die Cyanobakterien wichtige Akteure im Stoffhaushalt von Gewässern. Von größter Bedeutung ist der gewaltige Beitrag der Cyanobakterien zur weltweiten Sauerstoffproduktion, der auf rund 50 % geschätzt wird und mit einer entsprechenden Fixierung von Kohlendioxid aus der Atmosphäre einhergeht. Eine bildliche Vorstellung der enormen Dimensionen dieser Prozesse liefern regelmäßig Satellitenbilder von → *Cyanobakterienblüten* wie z.B. in der Ostsee, die sich über tausende von Kilometern erstrecken (→ Abb. 4.1.2). Nicht nur in den Meeren, sondern auch in den Binnengewässern sind vor allem die einzellig lebenden Formen eine wichtige Grundlage

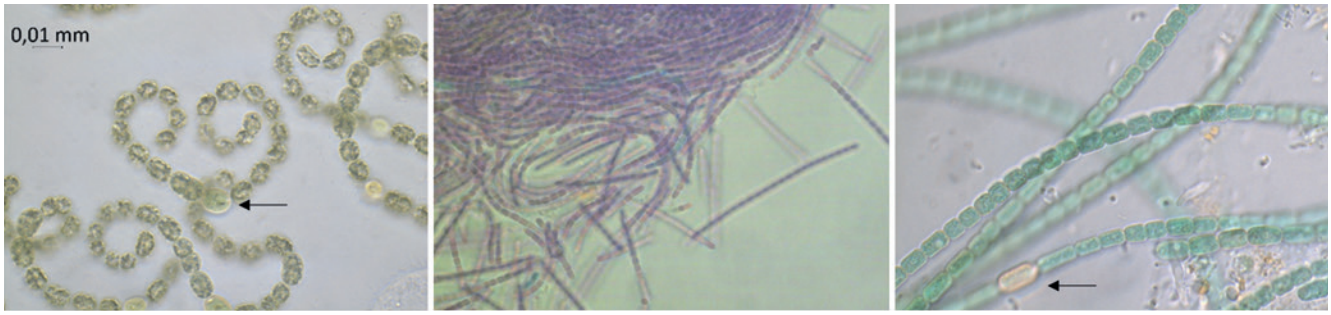


Abb. 4.1.1
Farben und Formen verschiedener Cyanobakterien-Gattungen aus bayerischen Seen. links: *Dolichospermum* mit → *Heterocyste* (Pfeil), Mitte: *Pseudanabaena*, rechts: *Anabaena* mit → *Heterocyste* (Pfeil).

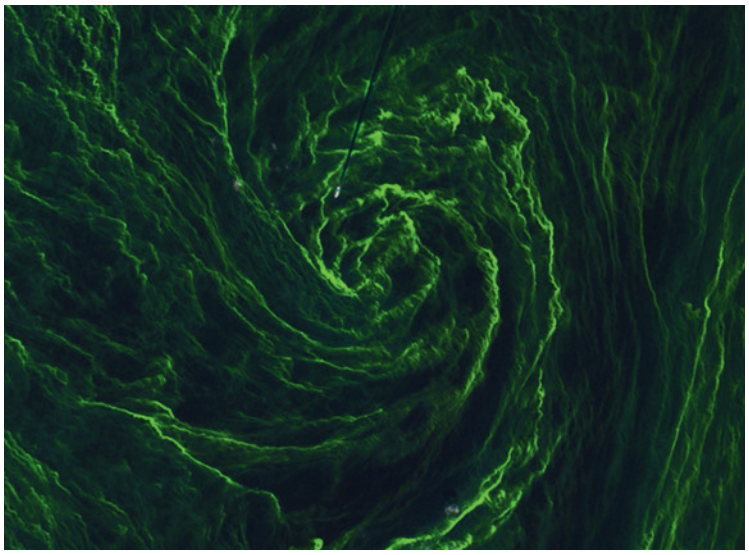


Abb. 4.1.2

Satellitenbild einer Algen- und Cyanobakterienblüte in der Ostsee, die dunkle Linie ist die Spur eines weißen Schiffs.

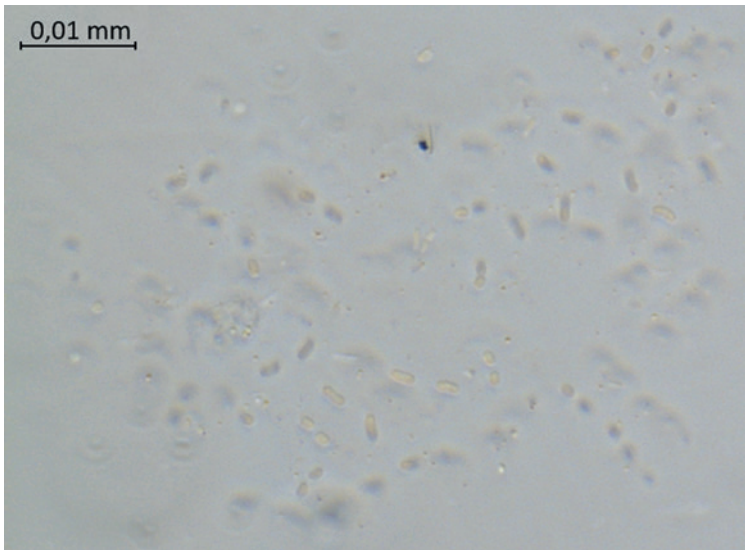
im Nahrungsnetz. Es gibt jedoch auch viele Cyanobakterienarten, die Kolonien bilden. Bei den fädigen Formen können bestimmte Zellen, sogenannte → *Heterocysten* (→ Abb. 4.1.1, schwarze Pfeile), für die Fixierung von elementarem Stickstoff (N_2) spezialisiert sein. Der Stickstoff wird zunächst mit Hilfe von Enzymen zu anorganischem Ammonium umgewandelt und schließlich in organische Stickstoffverbindungen eingebaut, wie z.B. Proteine, → *Chlorophylle* oder die Erbsubstanzen DNA und RNA.

Abb. 4.1.3

Pikocyanobakterien der Gattung *Synechococcus* aus dem Großen Ostersee.

Pikocyanobakterien

Die Existenz und die Bedeutung von Pikocyanobakterien wurden wissenschaftlich erst in jüngster Vergangenheit zunächst in den Ozeanen [→ 23, → 24] und später auch in den Binnengewässern erkannt [→ 25, → 26]. Die meisten Cyanobakterien lassen sich mikroskopisch gut erkennen. Wenn sie Massenvorkommen, also „Blüten" bilden, ist ihr Vorkommen sogar mit bloßem Auge festzustellen. Die Pikocyanobakterien sind dagegen mit dem Mikroskop nicht identifizierbar (→ Abb. 4.1.3), da sie mit etwa 0,5 bis 1,5 µm wesentlich kleiner sind und keine → *Cyanobakterienblüten* ausbilden. Wegen ihrer Pigmentausstattung können die Pikocyanobakterien in größeren Tiefen von Seen und Meeren → *Photosynthese* betreiben und Sauerstoff produzieren. In den Weltmeeren kann der Beitrag der Pikocyanobakterien zur gesamten → *Photosynthese* bis zu 50 % betragen [→ 23, → 24]. In Seen finden sich ausschließlich Vertreter der Gattung *Synechococcus*, deren Entwicklung und Bedeutung im Zuge des Klimawandels noch gänzlich ungeklärt ist.



Cyanotoxine

Cyanobakterien sind unentbehrlich für das Leben auf der Erde. Im Zuge der globalen Erwärmung kommt es jedoch zu einer deutlichen Zunahme von Arten, die Cyanotoxine freisetzen. Diese Entwicklung macht die „Blaualgen" zum Gegenstand der Klimaforschung.

Die Cyanotoxine können von einigen Arten während sommerlicher → *Algenblüten* ins Wasser abgegeben werden und zu ernsthaften Problemen an Badeseen, Fischteichen oder in der Trinkwasseraufbereitung führen. Anhand ihrer Wirkungsweise lassen sich Lebergifte (Hepatotoxine), Nervengifte (Neurotoxine) und Kontaktgifte (Dermatoxine) unterscheiden. Wissenschaftlich ist noch nicht abschließend geklärt, wann und warum Cyanobakterien diese Giftstoffe produzieren. Es wurde jedoch nachgewiesen, dass es von vielen Cyanobakterienarten sowohl Stämme gibt, die die jeweiligen Toxine produzieren können und andere Stämme, die nicht dazu imstande sind. Darüber hinaus konnte gezeigt werden, dass beispielweise das Toxin Microcystin die Cyanobakterien selbst vor oxidativem Stress schützen können, der durch starke Sonneneinstrahlung und Erwärmung des Wassers entsteht. Mit anderen Worten sind Microcystin-produzierende

Cyanobakterien besser gegen die Folgen des Klimawandels gewappnet und werden in Zukunft häufiger auftreten [→ 25].

4.1.2 Cyanobakterien in bayerischen Gewässern

Pikocyanobakterien in den Osterseen

Die Osterseen erstrecken sich von Iffeldorf bis zum Starnberger See (→ Abb. 4.1.4). Sie bestehen aus einer Kette von zahlreichen Einzelseen, die von Süden nach Norden entsprechend dem natürlichen Gefälle durchflossen werden, und sie weisen einen Gradienten kontinuierlich abnehmender → *Trophie* auf. Aus diesem Grund eignen sich diese Seen besonders gut für vergleichende Untersuchungen des Vorkommens von Gewässerorganismen, so dass die Frank-Hirschvogel-Stiftung von 2014 bis 2017 das Projekt „Pikocyanobakterien als Bioindikatoren für die Gewässergüte“ finanzierte.

Am → *eutrophen* Schiffhüttensee, an den → *oligo-mesotrophen* Seen Großer Ostersee und Gröbensee sowie am sehr → *oligotrophen* Lustsee wurden während der Vegetationsperiode 2015 monatlich Proben entnommen, um die Dichten und die Verteilung der Pikocyanobakterien zu bestimmen. Dabei kamen sowohl molekularbiologische Methoden für die Identifikation als auch eine optische Zählung der Zellen zur Anwendung. Die Zählung der Pikocyanobakterien erfolgte an einem sogenannten → *Durchflusszytometer*. In diesem strömt die Wasserprobe in einer sehr feinen Kapillare an einem Detektor vorbei, der optisch die Anzahl der mikroskopisch kleinen Zellen erfasst und diese anhand ihrer jeweils charakteristischen Pigmente erkennen kann. Dabei lassen sich die Zellen der Pikocyanobakteriumgattung *Synechococcus* durch deren zusätzlichen Farbstoff → *Phycoerythrin* von anderen pflanzlichen Einzellern (→ *Phytoplankton*) unterscheiden, die nur → *Chlorophyll* für die → *Photosynthese* besitzen.

Mit Ausnahme des → *eutrophen* Schiffhüttensees konnten in den → *meso-* und → *oligotrophen* Gewässern der Osterseen in wenigstens einem Monat große Dichten von mindestens 200 000 Zellen/ml des



Abb. 4.1.4
Osterseen mit dem Starnberger See im Hintergrund. Innerhalb der Seenkette nimmt die → *Trophie* der Gewässer von Süden nach Norden ab.

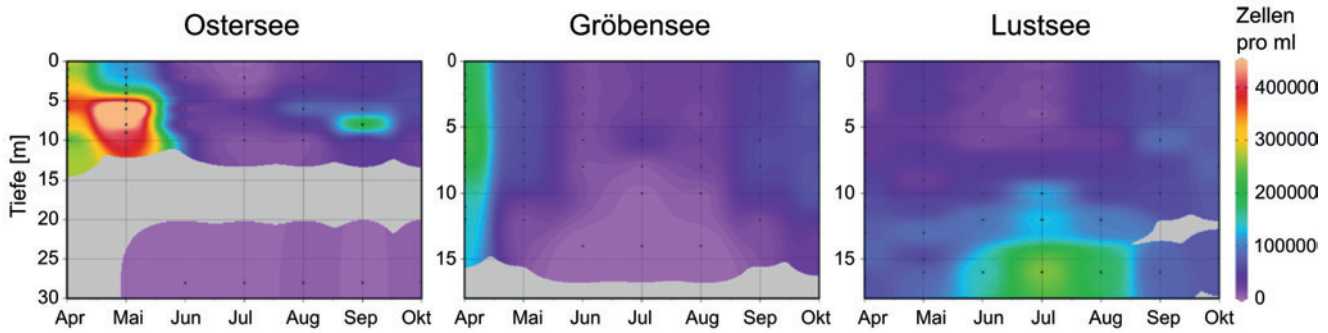


Abb. 4.1.5

Zelldichten von *Synechococcus* zwischen April und Oktober 2015 im Großen Ostersee, im Gröbensee und im Lustsee. Bereiche, in denen keine Daten erhoben wurden, sind grau dargestellt (Abbildung nach [→ 26]).

Pikocyanobakteriums nachgewiesen werden, wenn auch zu unterschiedlichen Zeitpunkten (→ Abb. 4.1.5). Mit abnehmender → *Trophie* nahm in diesen Seen der Anteil an Cyanobakterien tendenziell zu, die wiederum von den Pikocyanobakterien dominiert wurden. Gleichzeitig nahm die Artenvielfalt im → *Plankton* ab [→ 26]. *Synechococcus* trug durchschnittlich 15 % zur Gesamtzahl aller Bakterienzellen bei. Dank ihrer im Verhältnis zum Volumen sehr großen Oberfläche kommen die winzigen Pikocyanobakterien wesentlich besser mit nährstoffarmen Bedingungen zurecht als größeres einzelliges → *Phytoplankton* [→ 27]. Aufgrund ihrer Vorteile bei lichtschwachen Bedingungen und in nährstoffarmen Seen, die in der Regel auch klarer sind, konzentrierten sich die Pikocyanobakterien auf die Tiefenzonen der Seen und befanden sich meist unterhalb der → *Sprungschicht*, wo die Temperatur selbst im Sommer nur bei 8–10 °C lag. Im sehr klaren → *oligotrophen* Lustsee bildeten sich schließlich im Hochsommer über dem Seegrund in rund 16 m Tiefe mit über 200.000 Zellen/ml große *Synechococcus*-Vorkommen aus. In den → *eutrophen* Gewässern der Osterseen dominieren dagegen Algen und → *Makrophyten* als → *Primärproduzenten* und Cyano- bzw. Pikocyanobakterien spielen dort überhaupt keine Rolle.

Zusammenfassend zeigen die Untersuchungen, dass die bisher wenig bekannten Pikocyanobakterien vor allem in → *oligotrophen* Seen die wichtigsten → *Primärproduzenten* und somit wesentliche Akteure im Nahrungsnetz dieses sensiblen Gewässertyps sind. Es ist zu vermuten, dass sich der Klimawandel aufgrund seiner → *eutrophierenden* Wirkung auf diese bemerkenswerte Cyanobakteriengruppe auswirken und → *oligotrophe* Gewässerökosysteme aus dem Gleichgewicht bringen könnte. Dies ist Gegenstand aktueller Klimaforschung an Seen.

Cyanobakterien in ausgewählten bayerischen Seen

Das bayerische Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz finanzierte von 2013 bis 2016 die Studie „Auswirkungen des Klimawandels auf die Verbreitung von Cyanobakterien und damit verbundene Folgen für bayrische Seen (CYKLIMA)". Im Zuge dieses Forschungsprojekts wurden vier bayerische Seen untersucht.

Am Bergknappweiher, Ammersee, Schliersee und dem Großen Ostersee wurden zunächst alle vorkommenden Bakterien erfasst, das heißt auch solche, die nur unter bestimmten Bedingungen → *photoautotroph* sind, also → *Photosynthese* betreiben können, und solche, die → *heterotroph* sind. Letztere sind für ihren Stoffwechsel darauf angewiesen, dass → *autotrophe* Organismen bestimmte Grundstoffe produzieren und bereitstellen. Zur Identifizierung aller Bakterien der ausgewählten Seen wurde eine hochmoderne molekulargenetische Methode angewandt, das → *Next Generation Sequencing*, kurz NGS [→ 28]. Es zeigte sich, dass die Bakteriengesellschaften im → *Plankton* sehr vielfältig sind. Das → *Bakterioplankton* setzte sich aus hunderten von Arten zusammen, die zu 16 unterschiedlichen Bakterienklassen gehören (→ Abb. 4.1.6 A) [→ 29]. Die Cyanobakterien trugen mit einem unterschiedlich großen Anteil von 5–19 % zu den Bakterien bei, wobei sich auch jahreszeitliche Unterschiede

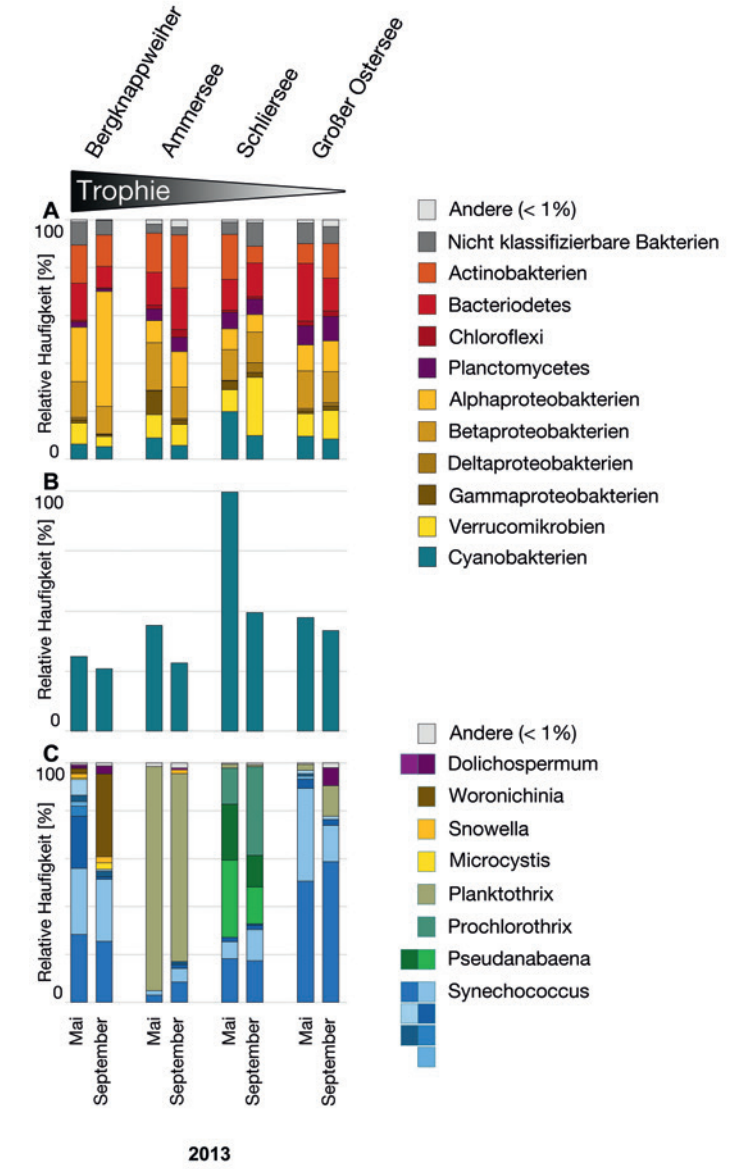


Abb. 4.1.6

Nach [→ 29]:

A: Bakterienzusammensetzung im Freiwasser der Seen.

B: Anteil der Cyanobakterien an den Bakterien.

C: Zusammensetzung der Cyanobakterien.

ergaben (→ Abb. 4.1.6 A, B). Die höchsten Anteile an Cyanobakterien waren dabei stets im → *Bakterioplankton* nährstoffarmer Seen zu verzeichnen, wie z.B. im → *oligo-mesotrophen* Schliersee und im → *oligotrophen* Großen Ostersee. Den niedrigsten Beitrag leisteten die Cyanobakterien zur mikrobiellen Gemeinschaft des Freiwassers von → *eutrophen* Gewässern, z.B. im Bergknappweiher nahe Weilheim. Wie bereits die Analyse der Pikocyanobakterien zeigte, nahmen also mit zunehmender → *Trophie* die Anteile der Cyanobakterien am → *Bakterioplankton* eines Sees ab. Die Pikocyanobakteriengattung *Synechococcus* war dabei stets unter den häufigsten Vertretern (→ Abb. 4.1-1.6 C). Im Schliersee kommt jedoch regelmäßig auch *Limnothrix redekei* zahlreich vor und im Ammersee bzw. im Großen Ostersee wird durchgehend *Planktothrix rubescens*, die Burgunderblutalge, angetroffen [→ 29]. Letztere schichtet sich typischerweise in einer bestimmten Tiefe ein, die in beiden Seen zwischen 8 und 10 m liegt (→ Abb. 4.1.7).

Da sowohl *Limnothrix* als auch *Planktothrix* potenzielle Produzenten des Cyanotoxins Microcystin sind, wurde am Schliersee und am Ammersee ein ganzjähriges Monitoring durchgeführt. Dabei wurden monatlich aus verschiedenen Gewässertiefen Wasserproben entnommen, um das Vorkommen der Cyanobakterien im → *Bakterioplankton* dieser Seen räumlich und zeitlich einschätzen zu können.

Für die Analyse der Wasserproben wurde eine spezielle gentechnische Methode, die sogenannte „quantitative Polymerase-Kettenreaktion" genutzt, kurz qPCR. Mit diesem Verfahren lässt sich die Individuenzahl bestimmter Arten, insbesondere der Toxinbildner, ermitteln. *Limnothrix* erreichte im Schliersee im Jahr 2014 zum Zeitpunkt der Vollzirkulationen im Spätwinter/Frühling und im Herbst mit bis zu 150 000 Zellen/ml die größten Dichten. Während des sommerlichen Klarwasserstadiums waren kaum Zellen detektierbar. Im Ammersee verteilte sich *Planktothrix* während der → *Frühjahrszirkulation* fast über den ganzen durchlichteten Wasserkörper und erreichte bis zu 2 Mio. Zellen/ml. Während der sich anschließenden sommerlichen Schichtung des Sees konzentrierte sich das Vorkommen von Plankthotrix auf den Tiefenbereich am unteren Ende der → *Sprungschicht* und erreichte beispielsweise im August 2014 in einer Tiefe von 10 m ein Maximum von 4 Mio. Zellen/ml.

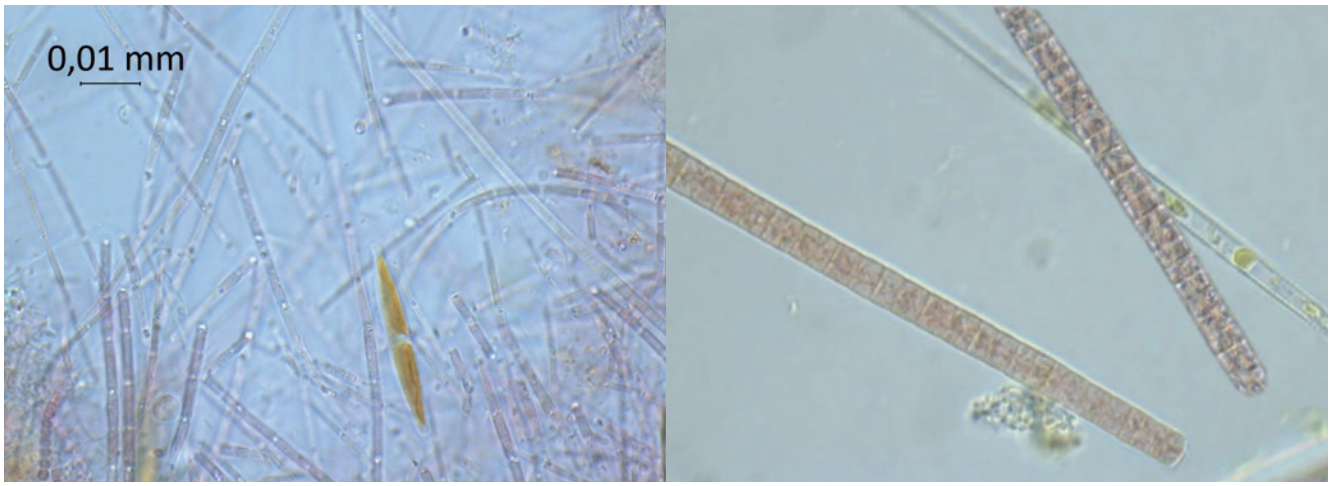


Abb. 4.1.7

Links: *Limnothrix* redekei-Fäden aus dem Schliersee (in der Mitte des Bildes eine braune → *Kieselalge*, rechts: *Planktothrix rubenscens* aus dem Großen Ostersee.

Abb. 4.1.8

Links: Am 22.07.2016 war der Bergknappweiher klar und im Plankton kamen nur Pikocyanobakterien vor.
Rechts: Von August bis November bildeten sich besonders im Sommer aufschwimmende → *Cyanobakterienblüten*

Im Gegensatz zu den Gewässern Ammer-, Oster- und Schliersee ist der Bergknappweiher bei Weilheim sehr klein, flach und → *eutroph*. Dort konnten für entsprechende Gewässer typische → *Cyanobakterienblüten* in Form auffallender grüner Schlieren an der Wasseroberfläche beobachtet werden, die sich innerhalb kürzester Zeit entwickeln können. Zu dieser Erscheinung kommt es, wenn an massenhaft vorkommenden Cyanobakterien infolge der → *Photosynthese* winzige Sauerstoffbläschen haften. Durch den entstehenden Auftrieb sammeln sich die Cyanobakterienkolonien an der Wasseroberfläche. Dieses Phänomen wird als „Aufrahmen" bezeichnet (→ Abb. 4.1.8). Im Laufe der Vegetationsperiode 2016 konnten am Bergknappweiher verschiedene Phasen beobachtet und mit bestimmten Cyanobakteriengattungen in Verbindung gebracht werden. Zunächst bestand die Cyanobakteriengemeinschaft dieses Gewässers bis in den Frühsommer zu 70 % aus der nützlichen Pikocyanobakteriengattung *Synechococcus*, das keine Massenvorkommen ausbildet. Ende Juli setzte innerhalb kürzester Zeit die Bildung von → *Cyanobakterienblüten* ein (→ Abb. 4.1.8). Zu Beginn der Blüte dominierte die Gattung *Dolichospermum* (siehe Abb. 4.1.1), ein Cyanobakterium, das eine Reihe von Toxinen produzieren kann. Während des maximalen Cyanobakterienvorkommens gewann die Gattung *Microcystis* zunehmend an Bedeutung, deren Vertreter ebenfalls Gifte produzieren können. Das Massenvorkommen, das in Form von schlierenbildenden und aufschwimmenden Cyanobakterien bereits mit bloßem Auge an der Wasseroberfläche zu beobachten war, ging erst im November zurück. Auch danach waren weiterhin Cyanobakterienvorkommen im Berknappweiher nachweisbar, die zum größten Teil aus *Microcystis* bestanden.

Aquarienversuche zur Cyanobakterienentwicklung

Um die Auswirkungen des Klimawandels auf die Produktion von Algengiften in bayerischen Gewässern zu prüfen, wurden Versuche in Aquarien mit Seewasser durchgeführt. Jeweils im Frühling, im Sommer



und im Herbst wurde aus Seen unterschiedlicher → *Trophie* Seewasser entnommen und dieses direkt in Aquarien überführt. Diese wurden anschließend in den Klimakammern an der Limnologischen Station Iffeldorf über einen Zeitraum von acht Wochen beobachtet. Dabei wurden in den Aquarien die natürlichen Lichtverhältnisse und die mittlere Wassertemperatur der jeweiligen Jahreszeit simuliert. In weiteren Aquarien wurde das Seewasser mit Heizstäben erwärmt, um den Einfluss des Klimawandels zu studieren (→ Abb. 4.1.9). Mit molekularbiologischen Methoden wurde die Zusammensetzung der gesamten Bakteriengemeinschaft inklusive der Cyanobakterien im Laufe des Experiments erfasst.

Die Aquarienexperimente zeigen, dass die Auswirkungen des Klimawandels von der Jahreszeit abhängen und dass saisonale Effekte eine große Rolle bei der Entwicklung von potenziell toxischen Cyanobakteriengattungen wie z.B. *Microcystis* spielen. Diese Gattung erreicht die größten Wachstumsraten erst bei 30 °C [→ 30] und bevorzugt → *eutrophe* Gewässer [→ 31]. *Microcystis* ist einer der häufigsten Cyanotoxinbildner in Bayern und im Gegensatz zu anderen Arten vor allem an Seeoberflächen anzutreffen. Die im Zuge des Klimawandels immer früher einsetzende Erwärmung der Seen verbessert die Startbedingungen für die Cyanobakterien zu Beginn der Vegetationsperiode deutlich und dieser Vorsprung wirkt sich bis in den Spätherbst aus, insbesondere in flachen und nährstoffreichen Seen. Das zeigte sich z.B. bei den Aquarienexperimenten mit Seewasser aus dem flachen → *eutrophen* Bergknappweiher (→ Abb. 4.1.9, vergleiche auch Abb. 4.1.8). Auch in tieferen geschichteten Seen verschiebt die zunehmende Erwärmung die Entwicklung und verändert die Zusammensetzung der Cyanobakterien. In den Aquarienexperimenten mit Wasser aus dem → *oligo-mesotrophen* Großen Ostersee wurden beispielsweise durch Erwärmung die dominierenden *Synechococcus*-Zellen durch den potentiellen Toxinbildner *Limnothrix* zurückgedrängt [→ 29].

Cyanotoxine und Cyanotoxingene in bayerischen Seen

Im Projekt „Klimawandel fördert toxische Cyanobakterien – Detektion von Cyanotoxingenen in Gewässern (CYTOXKLIMA)“ wurden bayerische Seen hinsichtlich des Vorkommens von potentiell toxinbildenden Cyanobakterien und von Cyanotoxingenen untersucht. Das Projekt wurde von 2017 bis 2020 im Rahmen des „Verbundprojektes Klimawandel und Gesundheit“, VKG (vkg.bayern.de) durch das Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz und das Staatsministerium für Gesundheit und Pflege finanziert. Zum Nachweis der Cyanobakterien und Cyanotoxingene wurden spezielle Methoden mit sogenannten Gensonden entwickelt, optimiert und angewendet (→ Tab. 4.1.1). Auf diese Weise wurde in zahlreichen weiteren bayerischen Gewässern das Vorkommen vieler Cyanobakteriengattungen, die Toxi-



Abb. 4.1.9

Links: Entnahme von Wasserproben aus Seen unterschiedlicher → *Trophie* für die Aquarienexperimente, Mitte: Anordnung der Versuchsaquarien in der Klimakammer, rechts: Aquarienexperimente mit Wasser aus dem Bergknappweiher (BKW) sechs Wochen nach der Probenahme, V1 = erste Versuchsreihe, Wasserentnahme im Frühling, Tc = Kontrolle, Wassertemperatur im See zum Zeitpunkt der Probenahme, Tc + 5 °C = Temperatur um 5 °C erhöht.

ne produzieren können, festgestellt. Wenn Cyanotoxingene in den Seen vorhanden sind, werden diese zum Teil bereits gegenwärtig bei geeigneten Umweltbedingungen aktiviert und Cyanotoxine gebildet. Es werden allerdings auch in aktuell Cyanotoxin-freien Seen Cyanotoxingene detektiert, was eine wichtige Frühwarnung ist. In solchen Seen besteht die Gefahr, dass in kurzer Zeit große Mengen an Cyanotoxinen produziert werden, sobald sich die Umweltbedingungen infolge des Klimawandels ändern.

In Laborstudien wurde bereits die Toxinproduktion der häufig auftretenden Gattung *Microcystis aeruginosa* auf ihre Abhängigkeit von Umwelteinflüssen untersucht. Es zeigte sich, dass die Temperaturerhöhung hauptsächlich für den Anstieg der Giftigkeit einer Probe entscheidend war [→ 29, → 31]. Außerdem verursachten sowohl die Anwesenheit von konkurrierenden Pikocyanobakterien, als auch ein Anstieg des Gesamtphosphats eine Zunahme der entsprechenden Toxingene [→ 32]. Dabei wurde deutlich, dass die Giftigkeit bereits ohne Wachstum der *Microcystis*-Population steigen konnte, indem das entsprechende Toxingen stärker aktiv war, was eine erhöhte Bildung von Microcystin zur Folge hatte. Außerdem wurde eine ansteigende Giftigkeit beobachtet, wenn konkurrierende Cyanobakterien anwesend waren, die nicht in der Lage sind, Toxine zu bilden.

Es wird vermutet, dass das Microcystin eine Rolle bei der Aufnahme des Spurenelements

Tab. 4.1.1

Dominierende potenziell toxische Cyanobakterien und nachgewiesene Cyanotoxingene in 25 bayerischen Gewässern.

See (Landkreis), Trophie: blau = → *oligotroph*, grün = oligo-mesotroph, orange = → *mesotroph*, rot = → *eutroph*.

Grau: Nachweis der Cyanobakteriengattungen, die toxinbildende Stämme haben.

Hellblau: Nachweis der Cyanotoxingene, (Gene für das Cyanotoxin Cylindrospermopsin konnten im Rahmen der Untersuchungen in keinem der Seen nachgewiesen werden).

See	Trophie	Dominante Cyanobakteriengattungen							Nachgewiesene Toxingene		
		Aphanizomenon	*Cyanobium*	*Cylindrospermopsis*	*Limnothrix*	*Microcystis*	*Planktothrix*	*Snowella*	Microcystin	Saxitoxin	Anatoxin-a
Altmühlsee (RH)		X							X		
Bannwaldsee (OAL)		X				X					
Bergknappweiher (STA)		X	X			X			X		
Degerndorfer Weiher (STA)			X								
Egglburger See (EBE)			X	X	X		X		X	X	
Eitzenberger Weiher (WM)											
Fischkalter See (WM)			X						X		
Großer Alpsee (OA)		X									
Haarsee (WM)		X							X		
Hahnenkammsee (WUG)									X		
Hopfensee (OAL)									X		
Kleiner Brombachsee (WUG)									X	X	
Kleiner Dutzendteich (N)									X		
Klostersee (EBE)		X			X	X	X		X	X	X
Langweiher (EBE)					X	X	X		X	X	
Langwieder See (M)		X	X								
Lußsee (M)											
Maisinger See (STA)			X						X		
Neuer Baarer Weiher (PAF)						X			X		
Niedersonthofener See (OA)								X			
Öschlesee (OA)						X		X			
Riedener Weiher (WM)								X	X		
Schillersberger Weiher (WM)			X						X		
Silbersee (N)		X							X		
Weißensee (OAL)						X					

Eisen spielt, das für den Stoffwechsel der „Blaualgen“ wichtig ist. In der Konkurrenz um Spurenelemente könnten Vertreter der Gattung *Microcystis* schließlich Mycrocystin produzieren, um Eisen besser und schneller aufnehmen zu können. In Bezug auf die Eisenaufnahme von *Microcystis* spielen Fraßfeinde wie Zooplankton jedoch keine Rolle, da diese nicht um gelöste Eisenionen konkurrieren, sondern ihren Eisenbedarf über ihre Nahrung decken [→ 32]. Möglicherweise reagieren toxinbildende Cyanobakterien auch mit einer erhöhten Microcystinproduktion, um die Eisenaufnahme zu optimieren, wenn das Element bei wärmeren und → *eutropheren* Bedingungen durch schlechtere Löslichkeit und höheren Verbrauch knapper wird.

Die Untersuchungen in zahlreichen Seen (→Tab. 4.1.1) zeigen deutlich, dass Cyanotoxingene vor allem in wärmeren und flachen Seen höherer → *Trophie* nachweisbar sind. Neben den häufig vorkommenden Genen für das Lebergift Microcystin konnten in einigen Seen auch Gene für die Biosynthese der Nervengifte Saxitoxin und Anatoxin-a nachgewiesen werden. Diese werden unter anderem von *Planktothrix*, *Cylindrospermopsis, Aphanizomenon* und *Anabaena* gebildet, die bei der Bestandsaufnahme in den Cyanobakteriengesellschaften bayerischer Seen gefunden wurden.

Das bedeutet, dass in Badegewässern neben der routinemäßigen Überwachung der Microcystinkonzentrationen künftig auch dringend die Konzentrationen der Nervengifte Saxitoxin und Anatoxin-a bestimmt werden sollten. Diese Toxine werden zwar seltener produziert, sind allerdings wesentlich giftiger und stellen dadurch eine ernstzunehmende gesundheitliche Gefahr für Menschen und Tiere dar. Um in Zukunft ein zuverlässiges Monitoring zu gewährleisten, ist eine Etablierung der analytischen Nachweismethoden für die vorkommende Toxine unumgänglich.

Künftige Entwicklung der Cyanobakterien und der Gefährdung durch Cyanotoxine

Zusammenfassend (→ Abb. 4.1.10) lässt sich feststellen, dass in bayerischen Gewässern infolge des Klimawandels mit einer Abnahme des Anteils der Cyanobakterien, speziell der

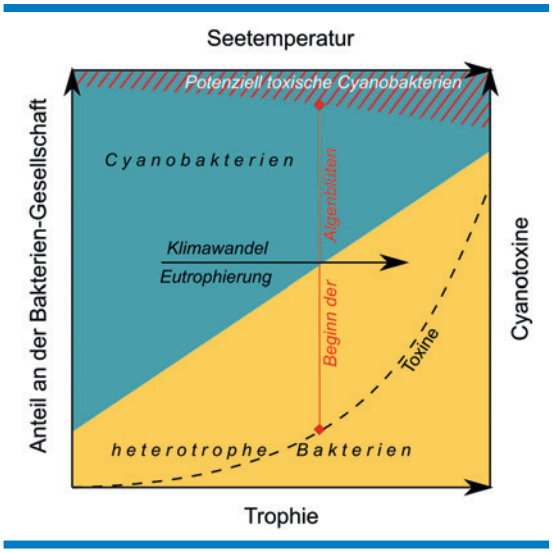


Abb. 4.1.10

Vereinfacht dargestellte Entwicklung der Bakteriengesellschaften in bayerischen Seen und der Konzentrationen der Cyanotoxine. Mit der Klimaerwärmung und der → *Eutrophierung* wird in Gewässersystemen der → *Kipppunkt* überschritten, ab dem → *Cyanobakterienblüten* auftreten und somit die Cyanotoxinkonzentrationen ansteigen.

Pikocyanobakterien an der bakteriellen Gemeinschaft der Gewässer zu rechnen ist. Die Pikocyanobakterien bilden keine Massenvorkommen aus und produzieren keine Cyanotoxine. Der Klimawandel führt in Gewässern zu höheren mittleren Wassertemperaturen und hat eine → *eutrophiernde* Wirkung. Beide Entwicklungen fördern blütenbildende Cyanobakterien (→ Abb. 4.1.11). Innerhalb dieser Gruppe verschiebt sich infolge des Klimawandels das Verhältnis zugunsten der Cyanobakterien, die Cyanotoxine bilden können. Das heißt mit ansteigender Seetemperatur und zunehmender → *Trophie* ist mit einer Zunahme der toxischen Cyanobakterien und der Cyanotoxinkonzentrationen zu rechnen.



Abb. 4.1.11

Aphanizomenon-Blüte im warmen und hoch → *eutrophen* Altmühlsee.

4.2 Die Unterwasservegetation bayerischer Seen

4.2.1 Makrophyten und ihre Bedeutung

Was sind Makrophyten?

Zu den → *Makrophyten* werden alle komplett untergetauchten, d.h. → *submersen* Wasserpflanzen und Armleuchteralgen (*Characeen*) gezählt sowie die → *emersen* Wasserpflanzen, die unter Wasser wurzeln und ganz oder teilweise über die Wasseroberfläche hinauswachsen. Zu den häufigsten Gattungen der → *submersen* Makrophyten gehören das Laichkraut (*Potamogeton*, → Abb. 4.2.1 links), das Tausendblatt (*Myriophyllum*, → Abb. 4.2.1 rechts) oder der Tannenwedel (*Hippuris*, → Abb. 4.2.1 links, → Abb. 4.2.3 links). Eine weitere große Gruppe der Makrophyten sind die Armleuchteralgen (*Characeae*, → Abb. 4.2.3 rechts).

Gefäße durch den Druck der Wassersäule zerstört. Um ihre charakteristische Kalkkruste ausbilden zu können, sind *Characeen* vorwiegend in kalkreichen Gewässern verbreitet, das heißt in vielen Seen des Alpenvorlands. So kommen sie zum Beispiel in den großen Seen Ammersee, Starnberger See, Chiemsee und Waginger-Tachinger See vor.

Bedeutung der Makrophyten

Die Unterwasservegetation und der mancherorts regelrechte Unterwasserdschungel (→ Abb. 4.2.2) stellen für unterschiedliche Gewässertiere Verstecke zum Schutz und Bruträume als Kinderstube bereit, die z. B. von Insektenlarven, Schnecken, Muscheln, Amphibien und Reptilien sowie von Fischen

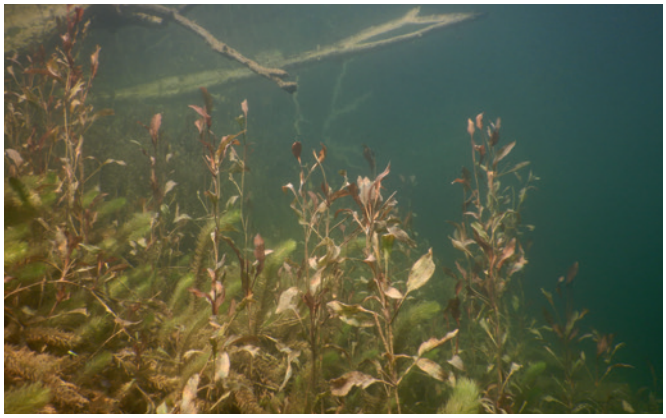




Abb. 4.2.1
Links, Gefärbtes Laichkraut (*Potamogeton coloratus*, rotbraun) und Gewöhnlicher Tannenwedel (*Hippuris vilgaris*, grün), rechts, Ähriges Tausenblatt (*Myriophyllum spicatum*).

Wie schon ihr Name verrät, zählen sie nicht zu den → *Gefäßpflanzen*, sondern zu den Algen und sind nah verwandt mit fädigen oder einzelligen Grünalgen. Armleuchteralgen sind sehr ursprünglich aufgebaut. Sprosse und Ästchen sind im Prinzip in Kammern unterteilte, mit Wasser und Zellbestandteilen gefüllte schlauchartige Zellen. Der Wasserdruck und eine infolge der → *Photosynthese* entstehende Kalkkruste (siehe Kapitel 4.4.2, Biogene Kalkfällung) verleihen den Armleuchteralgen Stabilität. Wegen ihres kompakten Baus können sie in Wassertiefen von bis zu 60 m gedeihen, während die höheren Pflanzen nur bis ca. 8 m Tiefe vordringen. Darunter würden sie wegen ihrer z.T. mit Luft gefüllten

genutzt werden. Die Laichkräuter verdanken ihren Namen verschiedenen Fischen wie z.B. den Brachsen und den Schleien, die ihren Laich an diese Pflanzen kleben, damit die Eier und die daraus hervorgehenden Larven für ihre Entwicklung ausreichend mit Sauerstoff versorgt werden. Die → *Makrophyten* strukturieren also den Lebensraum unter Wasser und dienen gleichzeitig als Nahrung für manche der erwähnten Tierarten.

Außerdem wirken stabile Wasserpflanzenbestände der Gewässertrübung entgegen, die durch → *Phytoplankton*, d.h. mikroskopisch kleine Algen und Cyanobakterien, verursacht wird. Dies erreichen die Wasserpflanzen,



Abb. 4.2.2

→ *Makrophyten* strukturieren den Lebensraum der Tiere unter Wasser und bieten Schutz- und Bruträume sowie Nahrung, hier: Zahlreiche Rotfedern im Schutz von Gewöhnlichem Tannenwedel und Nuttalls-Wasserpest.

indem sie mit den pflanzlichen Mikroorganismen um die im Wasser gelösten Pflanzennährstoffe konkurrieren, wodurch sie die Entwicklung des → *Phytoplanktons* eindämmen. Daher kann die Entfernung von → *Makrophyten* zugunsten des Badebetriebs, z.B. mit einem Mähboot oder durch den Besatz mit grasenden Fischen wie Silber- und Graskarpfen sehr nachteilige Folgen haben. Wenn die Wasserpflanzen im Wettbewerb um die Nährstoffe fehlen, profitiert schnell gedeihendes → *Phytoplankton*. Dadurch werden insbesondere kleinere Seen schlagartig trüb und gegebenenfalls auch toxische → *Algenblüten* gefördert (siehe Kapitel 4.1).

Makrophyten als Zeiger der Gewässergüte – der Makrophytenindex

→ *Makrophyten* kommen in den meisten Seen oder Flüssen vor, sofern es die Lichtverhältnisse, die Wassertemperaturen und die Konzentrationen an Pflanzennährstoffen erlauben. Wie die verschiedenen → *Kieselalgen* (siehe Kapitel 3.1) sind auch zahlreiche Wasserpflanzen eng an eine bestimmte Gewässerqualität gebunden, so dass sich die Zusammensetzung der Unterwasservegetation mit zunehmender → *Trophie* ändert. Die meisten Armleuchteralgen (*Characeen*, Abb. 4.2.3 rechts) sind auf nährstoffarme, saubere und kältere Seen begrenzt, während der Gewöhnliche Tannenwedel (*Hippuris vulgaris*, Abb. 4.2.3 links) beispielsweise nur in → *eutrophen* Gewässern gedeiht.

Dieser Zusammenhang wurde früh erkannt [→ 33, → 34] und die Wasserpflanzen als Indikatoren genutzt, d.h. als Zeigerarten, um anhand des sogenannten Makrophytenindex die → *Belastung* von Gewässern entlang ihrer gesamten Uferlinie zu bestimmen. Diese Methode wurde im Rahmen des Projekts „Erarbeitung eines ökologischen Bewertungsverfahrens für Fließgewässer und Seen im Teilbereich Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der WRRL“ , das durch das ehemalige Bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft von 2000 bis 2002 finanziert wurde, kontinuierlich weiterentwickelt. Seit 2005 wird die Methode in ganz Deutschland bei Gewässeruntersuchungen nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie zur Bewertung des ökologischen Zustands von Flüssen und Seen regelmäßig angewendet. Die genaue Vorge-



Abb. 4.2.3

Links, gewöhnlicher Tannenwedel (*Hippuris vulgaris*); rechts, Armleuchteralegen (*Characeen*).

hensweise wird in der Verfahrensanleitung des Landesamtes für Umwelt als standardisierte Methode detailliert beschrieben [→ 35].

4.2.2 Auswirkungen des Klimawandels auf die Makrophytenvegetation

Der Klimawandel wirkt sich auf die Pflanzenwelt unter Wasser anders aus als auf → *Ökosysteme* an Land. Auch in Gewässern spielen steigende Temperaturen eine entscheidende Rolle. Da der Wasserkörper jedoch große Wärmemengen aufnehmen, speichern und wieder abgeben kann, werden die Temperatureffekte gedämpft. In Seen kommen nicht extreme Temperaturen zum Tragen, sondern kontinuierlich steigende durchschnittliche Wassertemperaturen. Zusätzlich wirken sich durch den Klimawandel bedingte Veränderungen der Niederschlagsverhältnisse auf Wasserpflanzen aus. Die → *Makrophyten* sind zwar nicht wie Landpflanzen unmittelbar von niederschlagsarmen Perioden betroffen, da sie dadurch keinen Wassermangel erleiden. Die zunehmenden und extremeren Hoch-

Einfluss des Klimawandels auf Gewitter

Mit fortschreitender Erwärmung der Atmosphäre kann immer mehr Wasser über Land- und Gewässeroberflächen verdampfen. Je mehr Wasserdampf in der Luft ist, desto eher kommt es zur Wolkenbildung. In einer zunehmend wärmeren Atmosphäre ist rein physikalisch mehr Energie vorhanden. In Kombination mit der größeren Menge an Wasser in der Atmosphäre können daher nicht nur häufiger Gewitter entstehen. Gleichzeitig sind sie oft wesentlich stärker, da die Turbulenzen bzw. die Auf- und Abwinde in einer Gewitterzelle deutlich kräftiger werden.

Zusätzlich wirkt sich die Abschwächung des Jetstreams (siehe → Info-Kasten unter Kapitel 3.2) auf die Gewittersituation in den gemäßigten Breiten aus. Wenn sich die ausgleichenden Winde zwischen den Tropen und den sich stärker aufheizenden Polkappen abschwächen, lassen bei uns die Höhenwinde nach. Diese sind in Europa für den Westwinddrift von Großwetterlagen, d.h. für die Bewegung von Hoch- und Tiefdruckgebieten zumeist in Richtung Osten verantwortlich und damit für die Verschiebung von Gewitterzellen. Ein schwächerer Jetstream verursacht daher auch ein örtliches Stagnieren von Gewittern, die sich teils sehr punktuell entladen können. So treten mancherorts verheerende Sturzfluten und Hagelschäden auf, während im Nachbarort möglicherweise nur ein paar Tropfen vermeldet werden. Die Zunahme dieser Extremereignisse wird in ganz Deutschland mittlerweile in jedem Sommer beobachtet.

wasserereignisse durch Starkregenereignisse und starke Gewitter beeinträchtigen die Unterwasservegetation jedoch, da die damit verbundenen Stoffeinträge zu Trübungen der Gewässer führen und das den Pflanzen zur Verfügung stehende Licht verändern.

Einfluss steigender Wassertemperaturen auf die Biodiversität der Makrophyten

Die Ausbreitung nicht-heimischer Wasserpflanzen (→ *Neophyten*) ist eine Hauptursache für den Verlust an Biodiversität und verändert die Zusammensetzung und die Funktion der Unterwasservegetation von Seen gravierend. Durch die klimabedingt zu erwartenden Temperaturerhöhungen steigt die Gefahr, dass sich nicht-heimische Wasserpflanzen in den bayerischen Gewässern ansiedeln und → *invasiv* vermehren. Im Sinne des Naturschutzes gelten → *Neophyten* als → *invasiv*, wenn sie Auswirkungen auf andere Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope haben, indem sie heimische Arten in der Konkurrenz um Lebensraum und Ressourcen verdrängen [→ 36]. In Gewässern zählen allerdings 75 % der → *Neophyten* zu den → *invasiven* bzw. potenziell → *invasiven* Arten, während diese an Land nur rund 15 % der → *Neophyten* ausmachen.

Es konnte gezeigt werden, dass in den letzten 100 Jahren 24 aquatische → *Neophyten* in Deutschland eingewandert sind [→ 37]. Meistens gelangen diese Arten über die Niederlande und Belgien nach Europa und dringen von Nordwesten in die heimischen Gewässer ein. Elf dieser fremden Arten wurden bereits in bayerischen Gewässern angetroffen. Die meisten davon waren auf Grund ihrer Temperaturbedürfnisse auf warme bzw. auf sich schnell erwärmende Gewässer beschränkt. Nicht alle → *Neophyten* richten ökologische, ökonomische oder andere Schäden an. Die → *invasiven* fremden Arten können jedoch große Probleme für → *Ökosysteme* verursachen.

Nicht alle bayerischen Gewässer laufen Gefahr, durch → *invasive* wärmeliebende Arten besiedelt zu werden. Je nach der Höhenlage, der Menge des Wasseraustausches und der Größe der Becken der Seen wird sich der Klimawandel in unterschiedlicher Weise auf deren Wärmehaushalt auswirken. Im Rahmen des Projekts „Verbreitung von Wasserpflanzen als Folge des Klimawandels – ein Vorhersagemodell für die Betroffenheit stehender Gewässer in Bayern", das von 2011 bis 2014 durch das bayerische Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz gefördert wurde, wurden 54 Seen in verschiedenen Regionen Bayerns untersucht.

Das Ziel war es, zu bestimmen, welche Gewässer als Lebensraum für → *Neophyten* besonders geeignet sind, um vorherzusagen, welche Seen infolge der zu erwartenden Erwärmung besonders gefährdet sind. Bei den Untersuchungen wurden die Temperaturen der Seen regelmäßig bestimmt und darauf geachtet, ob die Gewässer bereits von wärmeliebenden Arten besiedelt waren.

Großes Nixenkraut – Indikator für die Entwicklung der Gewässertemperatur

Im Zuge der erwähnten Untersuchungen diente das heimische Große Nixenkraut (*Najas marina marina*) als wichtige Zeiger-

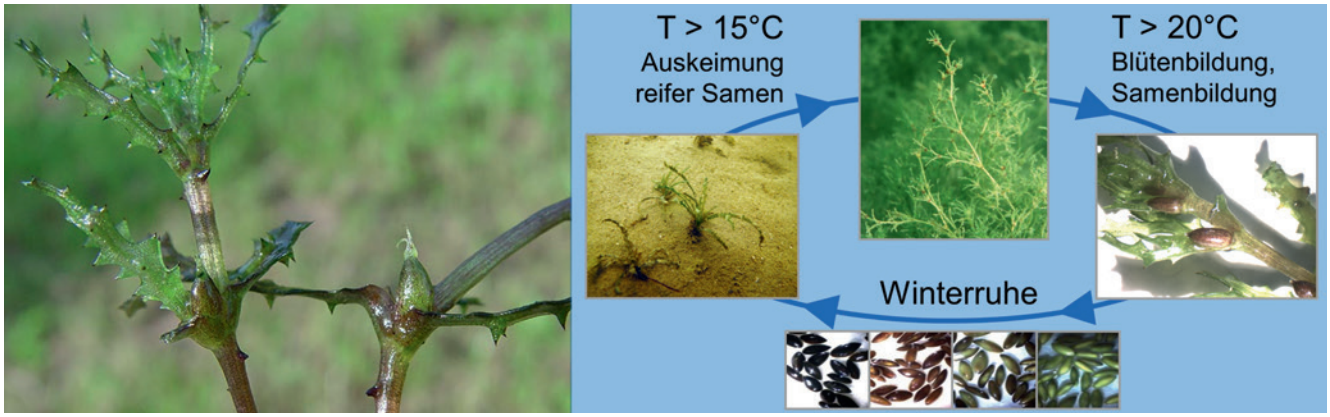


Abb. 4.2.4
Links, Großes Nixenkraut (*Najas marina*), rechts, Entwicklungszyklus des Großen Nixenkrauts in Abhängigkeit von der Temperatur.

pflanze (→ Abb. 4.2.4). Diese wärmeliebende heimische Art gedeiht nur in kalkreichen Gewässern und weist mehrere Besonderheiten auf. Sie ist zweihäusig, d.h. es gibt männliche und weibliche Pflanzen. Zudem ist sie einjährig, d.h. sie entwickelt sich jedes Jahr neu aus Samen, was bei Wasserpflanzen äußerst selten ist. Durch umfangreiche Untersuchungen im Freiland und in standardisierten Aquarienversuchen [→ 38] konnte gezeigt werden, dass das Große Nixenkraut erst ab einer Wassertemperatur von 15 °C auskeimen kann. Anschließend müssen im Sommer über einen Zeitraum von mindestens sechs Wochen 20 °C und mehr herrschen. Nur dann kann diese Wasserpflanze männliche und weibliche Blüten ausbilden und eine erfolgreiche Befruchtung stattfinden, so dass die Samen an den weiblichen Pflanzen heranreifen und schließlich nach einer Winterruhe wieder auskeimen können (→ Abb. 4.2.4).

Bis in die 1980er Jahre war das Große Nixenkraut nur in Bayerns wärmsten Seen anzutreffen, d.h. im Waginger-Tachinger See und in den Gewässern der Eggstätt-Hemhofer Seenplatte. Anschließend breitete es sich infolge der höheren Wassertemperaturen kontinuierlich in vielen Seen in Bayern aus (→ Abb. 4.2.5 und → Abb. 4.2.6, links).

Wie alle wärmeliebenden → *Neophyten* ist auch das Nixenkraut ein Gewinner des Klimawandels, da immer mehr Seen während des Sommers die erforderlichen Wassertemperaturen von mindestens 20 °C erreichen. Außerdem kann das Nixenkraut durch sein rasantes Wachstum schnell Massenbestände bilden und dadurch andere Arten verdrängen. Wie viele → *invasive* fremde Arten können ausgedehnte Bestände des heimischen Großen Nixenkraut die Biodiversität eines Sees deutlich verringern.

Aufgrund dieser Gemeinsamkeit kommen bayerische Seen, deren Bedingungen für das Vorkommen des Großen Nixenkrauts geeignet sind, auch als Lebensraum für wärmeliebende → *invasive* → *Neophyten* in Frage und sind somit gefährdet, durch diese besiedelt zu werden.

Mit Hilfe eines Verbreitungsmodells (→ *Logistisches Regressionsmodell*) konnten die gesammelten Daten genutzt werden, um alle Seen zu identifizieren, die als Lebensraum für das Nixenkraut und somit auch für wärmeliebende → *Neophyten* geeignet sind. Das Verbreitungsmodell ermöglicht es außerdem, verschiedene Umweltbedingungen und deren Effekte auf die Verbreitung der → *Neophyten* zu simulieren.

Unsere Untersuchungen haben gezeigt, dass die klimabedingte Erwärmung der Gewässer bereits ausreicht und in vielen Regionen Bayerns → *neophytische* Wasserpflanzen einwandern könnten (→ Abb. 4.2.5, links).In 29 der 54 untersuchten Seen kommt bereits das Große Nixenkraut vor und die Gewässer könnten demzufolge durch wärmeliebende

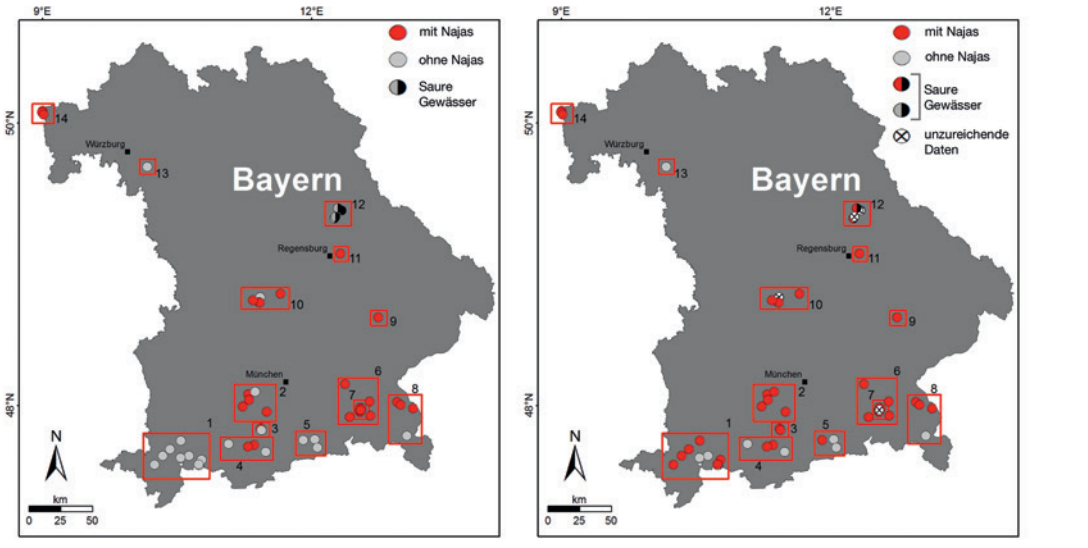
Abb. 4.2.5

Darstellung der invasionsgefährdeten Seen in Bayern basierend auf der Ausbreitung des wärmeliebenden Nixenkrauts.

Links, Invasionsgefährdete Seen bei aktuellen Umweltbedingungen (Stand 2013), rechts, Modellvorhersage: Invasionsgefährdete Seen bei Anstieg der durchschnittlichen Wassertemperatur um 1,5 °C, das Verbreitungsmodell basiert auf Wassertemperatur und Nährstoffbedingungen.

Rote Rahmen = Untersuchungsgebiete:
1) Allgäu,
2) Fünfseenland,
3) Osterseenkette, 4) Blaues Land, 5) Region Miesbach,
6) Region Chiemgau, 7) Eggstätt-Hemhofer Seenkette, 8) Region Berchtesgaden,
9) Niederbayern, 10) Region Ingolstadt,
11) Donaualtarme,
12) Oberpfälzer Seengebiet,
13) Region Unterfranken,
14) Region Aschaffenburg

(Abbildung nach [→ 39], verändert).



nicht-heimische Arten besiedelt werden. Nur die alpingeprägten und daher kühleren Seen im Allgäu und in der Region um Miesbach sowie die vom Main beeinflussten Seen in Unterfranken sind bisher als Lebensraum für wärmeliebende → *Makrophyten* ungeeignet (→ Abb. 4.2.5, links, 1, 5 & 13). Ein simulierter Anstieg der mittleren Wassertemperatur um 1,5 °C, was dem niedrigsten modellierten Wert entspricht [→ 40], verschiebt die Situation sehr deutlich. Während gegenwärtig nur etwas mehr als 50 % der Seen in Bayern geeignete Umweltbedingungen für → *invasive* → *Neophyten* bieten, könnten bei einem Anstieg um 1,5 °C mehr als 75 % der Gewässer von nicht-heimischen Arten besiedelt werden (→ Abb. 4.2.5, rechts).

Dieser Befund deutet an, dass bereits heute die Biodiversität der Unterwasservegetation bayerischer Seen infolge des Klimawandels verringert ist, und dass mit einer weiteren Verschlechterung der Artenvielfalt durch die Erwärmung der Seen zu rechnen ist. Dabei geht die Gefahr nicht nur von → *invasiven* → *Neophyten* aus, sondern auch von heimischen wärmeliebenden Arten wie dem Großen Nixenkraut. Problematisch sind sowohl bei → *invasiven* → *Neophyten* als auch beim Nixenkraut vor allem Entwicklungen von Massenbeständen und die damit einhergehende Verdrängung anderer heimischer Arten. Aus diesem Grund ist es für die aktuelle und zukünftige Entwicklung der Biodiversität bayerischer Seen notwendig, die Ausbreitung von nicht-heimischen Arten zu verhindern und gegebenenfalls das Auftreten von Massenvorkommen der → *Neophyten* und auch der heimischen Arten durch ein geeignetes Gewässermanagement einzudämmen wie z.B. die gezielte Mahd oder durch das Abdecken von Pflanzenbeständen mit Jutematten [→ 41].

Trübung der Seen durch den Klimawandel – Einfluss auf die Unterwasservegetation

Der Klimawandel wirkt sich nicht nur direkt über die Zunahme der mittleren Wassertemperatur auf die Unterwasservegetation aus, sondern auch indirekt über die Veränderung des Niederschlags. Aufgrund des globalen Wandels kommt es häufiger sowohl zu Phasen mit Trockenheit im Einzugsgebiet der Seen als auch zu Phasen mit Hochwassern

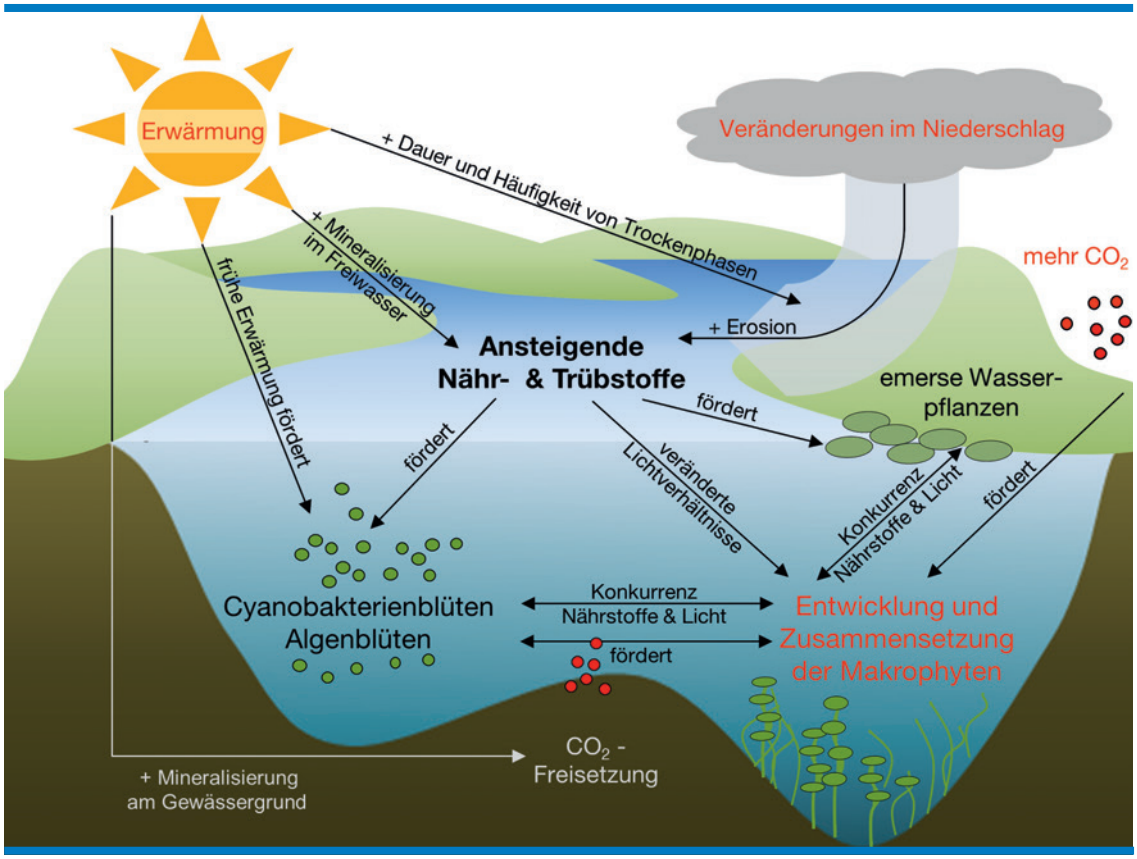


Abb. 4.2.6

Klimawandel wirkt sich über Effekte wie höhere Temperaturen, frühere Erwärmung des Wassers, Veränderungen im Niederschlag und höhere CO_2-Konzentrationen in der Atmosphäre direkt und indirekt auf die Umweltbedingungen in Seen aus und hat somit Auswirkungen auf die Entwicklung und Zusammensetzung der Unterwasservegetation.

durch langanhaltende Starkregen- und Extremwetterereignisse. Sowohl klimabedingte Trockenheit als auch Hochwasser haben eine deutliche Zunahme von Stoffeinträgen in die Seen zur Folge [→ 42, → 43]. Durch Dürren wird wesentlich mehr Material in den betroffenen Flächen angereichert, da die Fähigkeit der Böden zur Wasseraufnahme durch die längeren Trockenperioden abnimmt [→ 40]. Anschließende Starkregen- und Hochwasserereignisse führen zu starkem Abfluss aus dem Gewässerumland und dadurch zu vermehrten Stoffeinträgen in die Seen (→ Abb. 4.2.6).

Die im Zuge von Hochwasserereignissen eingetragenen Stoffe wirken sich auf die Lichtverhältnisse in den Gewässern aus. In Abhängigkeit von der Art der jeweils eingetragenen Stoffe kommt es daher zu Veränderungen der Menge und der Zusammensetzung des pflanzenverfügbaren Lichts. Das Licht ist allerdings ein elementarer Steuerungsfaktor für das Wachstum und für die Entwicklung von → *Makrophyten* und beeinflusst deren Regenerations- und Überlebensfähigkeit stark [→ 44]. Daher haben die Konzentrationen und die Zusammensetzungen der Stoffe, die die optischen Eigenschaften der Wassersäule verändern, einen deutlichen Einfluss auf die Zusammensetzung der Unterwasservegetation [→.45].

Mit den Hochwassern gelangen → *Huminstoffe* und Schwebstoffe in die Gewässer. Diese beeinflussen die Lichtverhältnisse im Wasser direkt, indem sie das Licht streuen, reflektieren oder absorbieren. Eingeschwemmte Pflanzennährstoffe fördern u.a. die Entwicklung von → *Algenblüten* und verursachen indirekt eine Veränderung der Lichtbedingungen in der Wassersäule, da die Algen die roten und blauen Anteile des einfallenden Lichtes absorbieren und für die → *Photosynthese* nutzen. Dadurch erscheint das Wasser grün (→ Abb. 4.2.7).

Der Eintrag von → *Huminstoffen* in ein Gewässer bewirkt eine Braunfärbung (→ Abb. 4.2.7), da diese Stoffe große Teile der kurzwelligen Strahlung des einfallenden Sonnenlichts absorbieren [→ 46]. Die → *Huminstoffe* können die → *Makrophyten* und das → *Phytoplankton* daher wirksam vor ultravioletter Strahlung schützen [→ 47] und auf diese Weise Lichtschäden in den oberen Schichten der Wassersäule verhindern [→ 48]. Gleichzeitig reduzieren und verändern die → *Huminstoffe* jedoch die für Pflanzen wichtige → *photosynthetisch aktive Strahlung* (PAR), also den

Abb. 4.2.7

Oben, Veränderung der Lichtzusammensetzung durch verschiedene Trübstoffarten. Pfeillänge deutet den verbleibenden Lichtanteil an, unten, Änderung der Farbe des Wassers infolge der jeweiligen Trübung.

Veränderung des Lichts durch Trübstoffe

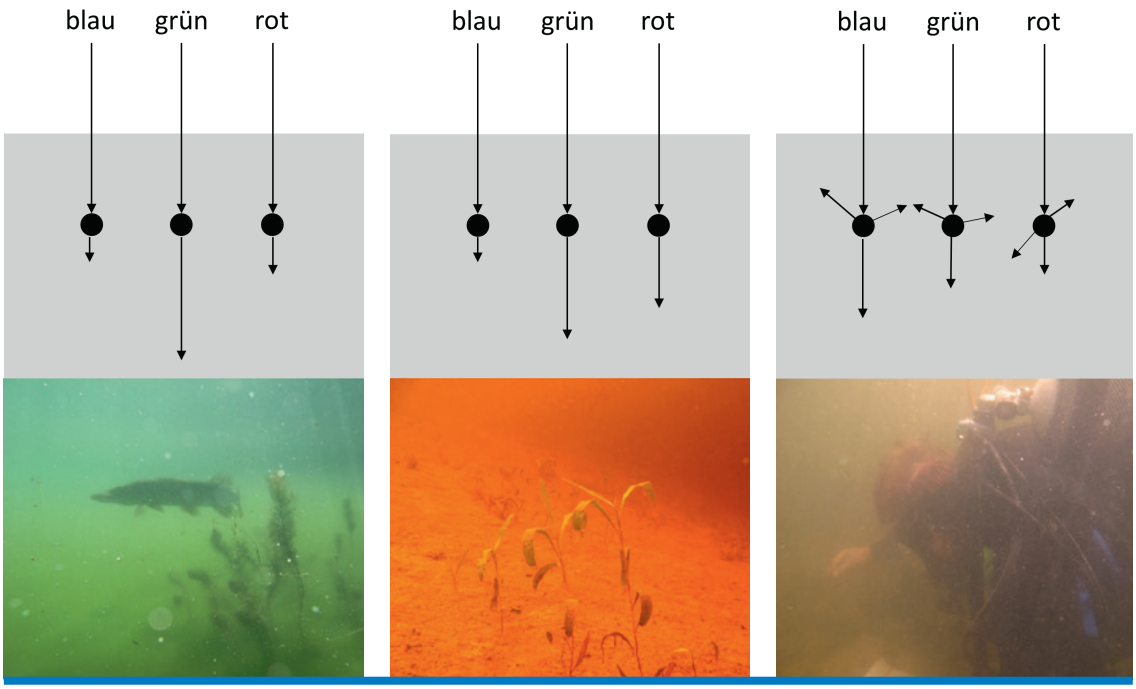




Abb. 4.2.8

Oben links, Mesokosmensystem aus 1000-Liter-Becken; unten links, Trübung mit definierten Mengen an → *Huminstoffen*; oben rechts, Trübung mit definierten Mengen an Schwebstoffen; unten rechts, Trübung mit definierten Algensuspensionen.

Teil des Lichts, der für die → *Photosynthese* genutzt werden kann. Bisherige Studien deuten darauf hin, dass diese Veränderungen das Wachstum von nicht-heimischen → *Makrophyten* erleichtern und die → *Huminstoffe* daher deren Ausbreitung fördern könnten [→ 44]. Außerdem könnten höhere → *Huminstoff*-Konzentrationen zu Veränderungen in der Unterwasservegetation führen, da die Trübung den → *Makrophyten* ermöglicht, die lichtdurchfluteten Flachbereiche der Seen ohne Lichtschäden zu besiedeln. Zusätzlich könnten weitere an Schwachlichtverhältnisse angepasste Arten einen Wachstumsvorteil erhalten.

Trübungsexperimente

Durch Experimente konnte nachgewiesen werden, dass die verschiedenen Wasserpflanzenarten sehr unterschiedlich auf Trübungen reagieren und dass sich auch die Art der Trübung, d.h. durch Algen, durch → *Huminstoffe* oder durch Schwebstoffe, bei den untersuchten Makrophytenarten unterschiedlich auswirkt. Die Versuche wurden im Rahmen des Forschungsvorhabens „Bayerns Stillgewässer – Einfluss und Anpassungen, Teilprojekt 1: Trübungen von Seen infolge klimabedingter Zunahme von Hochwässern – Auswirkungen auf die Makrophytenvegetation durch veränderte Lichtverhältnisse“ durchgeführt, das von 2014 bis 2019 vom bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz finanziert wurde. Für die Versuche wurde ein Mesokosmensystem verwendet, das aus bis zu 16 Becken mit je 1000 Liter Fassungsvermögen bestand (→ Abb. 4.2.8). In diesen Mesokosmen konnten Experimente mit heimischen und fremden Wasserpflanzenarten unter naturnahen Bedingungen durchgeführt werden und ohne die Gefahr, → *invasive* Arten in natürlichen → *Ökosystemen* zu verbreiten bzw. die Zusammensetzung der heimischen Makrophytengesellschaften zu verändern. Die Becken können abhängig von den Versuchsanforderungen miteinander und/oder mit einem Filtersystem verbunden werden, und sie können mit Sedimenten und

Wasser aus verschiedenen Voralpenseen befüllt werden. Für die Trübungsversuche wurden diese Becken zudem mit ausgewählten Vertretern heimischer und nicht-heimischer Wasserpflanzen besetzt.

Als heimische Versuchspflanzen dienten unter anderem das Große Nixenkraut (*Najas marina ssp. marina*), das Quirlige Tausendblatt (*Myriophyllum verticillatum*) und das Kamm-Laichkraut (*Stuckenia pectinata*), die in bayerischen Gewässern gesammelt wurden (→ Abb. 4.2.9). Auch die inzwischen etablierte nicht-heimische Schmalblättrige Wasserpest (*Elodea nuttallii*) konnte im Freiland gesammelt werden. Die fremden Arten Grundnessel (*Hydrilla verticillata*) und Wechselblatt-Wasserpest (*Lagarosiphon major*), die bisher nur sehr vereinzelt in heimische Gewässer eingewandert sind, wurden über den Aquarienhandel bezogen (→ Abb. 4.2.9). In diesem Zusammenhang muss darauf hingewiesen werden, dass es dringend erforderlich wäre, den Verkauf fremder Arten im Aquarienhandel und Gärtnereien per Gesetz zu reglementieren, denn es konnte gezeigt werden, dass die aquatischen → *Neophyten* über diesen Weg in die heimischen Gewässer gelangen [→ 37].

Um die Vergleichbarkeit zu gewährleisten, war der Versuchsaufbau bei allen Trübungsversuchen grundsätzlich identisch. Die ausgewählten → *Makrophyten* wurden in Pflanzkästen/-töpfe eingesetzt und in den 1000-Liter-Becken ausgebracht, die mit Wasser aus einem Voralpensee (Starnberger See) gefüllt waren. Nachdem sich die Pflanzen an die neuen Umweltbedingungen akklimatisiert hatten, wurden für jeden Trübungstyp drei zufällig ausgewählte Becken künstlich eingetrübt. Die Trübung erfolgte entweder mittels Zugabe von → *Huminstoff*-Konzentraten aus dem Teichhandel, fein gesiebtem Seesediment oder einer eigens angesetzten Algenlösung (→ Abb. 4.2.8). Ein Teil der Becken blieb unverändert und diente als Referenz für die Analyse des Pflanzenwachstums.

Während der Trübung wurden die Umweltbedingungen durchgehend überwacht, d.h. Wassertemperatur, Leitfähigkeit, Lichtmenge, Lichtzusammensetzung und pH-Wert wurden kontrolliert. Die Algen- und Sedimenttrübungen zeigten im Vergleich zu den Referenzbecken keinen Einfluss auf die physikalischen Parameter wie den pH-Wert, die Leitfähigkeit oder die Wassertemperatur. In den mit → *Huminstoffen* getrübten Becken war hingegen der pH-Wert durch die im Konzentrat enthaltenen Huminsäuren etwas niedriger als in den Referenzbecken; er blieb jedoch stets im leicht alkalischen Bereich zwischen pH 7 und pH 8. Zu Beginn und am Ende der mehrwöchigen Versuche wurden die Pflanzen vermessen und der durchschnittliche Zuwachs der einzelnen Arten bestimmt. Der Einfluss der Trübung auf die Wasserpflanzen wurde anschließend über die Wachstumsraten ermittelt, d.h. über die Zunahme der Biomasse bis zum Ende des Versuchszeitraums. Dabei wurden die Wachstumsraten der verschiedenen Wasserpflanzenarten in den getrübten Becken und in den ungetrübten Referenzbecken bestimmt und verglichen. Durch die gemessenen Unterschiede in der Biomasse konnte ermittelt werden, wie gut die einzelnen Makrophytenarten unter den verschiedenen Bedingungen gedeihen können. Die Auswertung der Wachstumsraten zeigte jedoch keine eindeutigen Unterschiede zwischen der Gruppe der heimischen und der Gruppe der nicht-heimischen Arten (→ Abb. 4.2.9).

Die Algentrübung führte bei den meisten Wasserpflanzen zu einem deutlichen Rückgang des Wachstums im Vergleich zu den ungetrübten Becken. Ausnahmen bildeten die Schmalblättrige Wasserpest, auf deren Wachstum die Algen einen positiven Einfluss hatten, sowie das Tausendblatt, dessen Wachstum im Vergleich zu den ungetrübten Becken unverändert blieb.

Im Gegensatz zu anderen Studien [→ 44] konnte kein positiver Effekt der → *Huminstoff*-Trübung auf das Wachstum der nicht-heimischen Arten nachgewiesen werden. Das Wachstum der fremden Arten war in den entsprechend behandelten Becken im Durchschnitt niedriger als in den Referenzbecken. Auch der Großteil der heimischen Arten profitierte nicht von den erhöhten → *Huminstoff*-Gehalten im Wasser. Nur beim Großen Nixenkraut konnte bei einer mäßigen Trübung durch → *Huminstoffe* ein stärkeres Wachstum beobachtet werden. Sowohl das heimische Tausendblatt als auch die → *neophytische* Schmalblättrige Wasserpest zeigten im Vergleich zu den Referenzpflanzen keine Unterschiede im Wachstum.

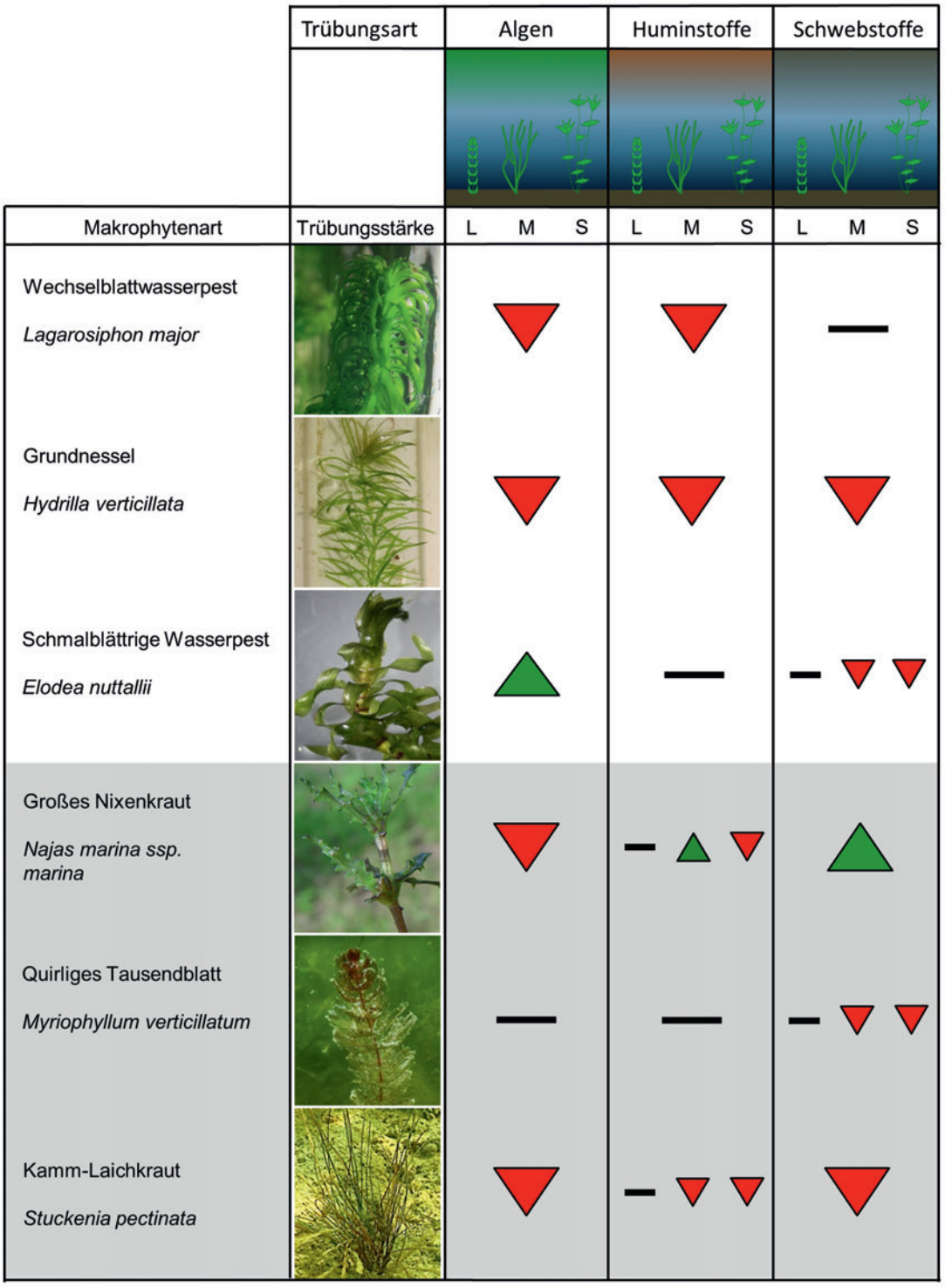


Abb. 4.2.9

Auswirkung von Trübung auf das Wachstum ausgewählter heimischer und nicht-heimischer Wasserpflanzen. Zusammenfassung basierend auf Mesokosmenversuchen. Zellen mit mehreren Symbolen zeigen differenzierte Ergebnisse für leichte (L), moderate (M) und starke (S) Trübung.

Ähnlich wie bei der Algentrübung hatte auch die Schwebstofftrübung tendenziell einen negativen Effekt auf das Pflanzenwachstum. Von den nicht-heimischen Arten konnte nur die Wechselblatt-Wasserpest und bei niedriger Trübungsstärke auch die Schmalblättrige Wasserpest unverändert wachsen. Das Große Nixenkraut zeigte als einzige Wasserpflanze ein erhöhtes Wachstum durch die Schwebstoffe im Wasser.

Die Ergebnisse der Trübungsversuche lassen die Schlussfolgerung zu, dass die nicht-heimischen Arten nicht grundsätzlich durch erhöhte Stoffeinträge, die auch Folgen des Klimawandels sind, einen Konkurrenzvorteil gegenüber den heimischen Arten erhalten. Die Folgen der Trübung auf die Zusammensetzung der Unterwasservegetation hängen stark von der Kategorie des Trübstoffs und von den betroffenen Wasserpflanzenarten ab.



Abb. 4.2.10
Unterwasser-→ Spektral-photometer.

Die Experimente haben gezeigt, dass besonders Trübungen durch → *Algenblüten* das Wachstum von heimischen → *Makrophyten*, die zu Massenvorkommen neigen, und von → *invasiven* bzw. potenziell → *invasiven* → *Neophyten* hemmen können. Es gibt jedoch auch → *Makrophyten*arten, die eine hohe Toleranz gegenüber der Trübung durch bestimmte Stoffe haben oder sogar von spezifischen Trübungen profitieren können. Die Unterwasservegetation der Seen ist sehr komplex und an die Umweltbedingungen angepasst, die in den jeweiligen Seen vorherrschen. Folglich unterscheiden sich die Artenzusammensetzung und die Stoffeinträge von See zu See. Aus diesem Grund lassen sich bis jetzt noch keine allgemeinen Aussagen darüber treffen, in welcher Weise durch den Klimawandel veränderte Stoffeinträge in die Seen die Biodiversität verändern werden. Aufgrund der bisherigen Befunde lässt sich jedoch nicht generell feststellen, dass eine Veränderung der Lichtverhältnisse allein ausreicht, dass nicht-heimische Arten durch einen Konkurrenzvorteil die heimischen → *Makrophyten* in bayerischen Seen nachhaltig verdrängen können.

Erste Ergebnisse deuten darauf hin, dass es bei veränderten Lichtverhältnissen durch Stoffeinträge sowohl unter den heimischen als auch unter den fremden Arten Gewinner und Verlierer gibt.

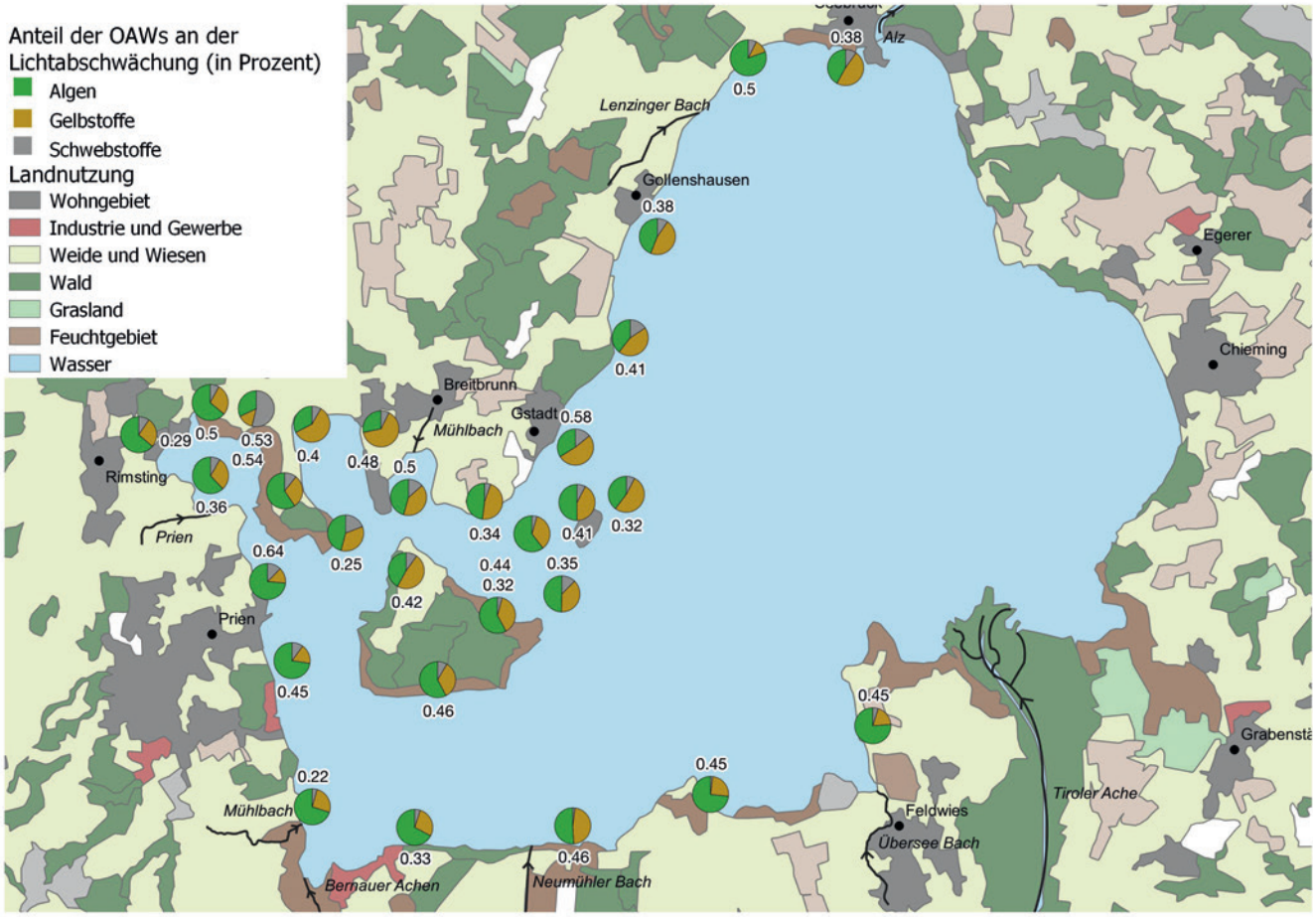
Trübung von Wasserpflanzenstandorten im Chiemsee

Um die Zusammenhänge zwischen den Lichtbedingungen und den vorkommenden Makrophytengesellschaften bestimmen zu können, wurden u.a. an ausgewählten Standorten des Chiemsees die Konzentrationen der trübenden, d.h. der optisch aktiven Stoffe in den oberen 5 m des Sees ermittelt. Dabei wurden die Algendichte, die durch Nährstoffeinträge entsteht, anhand der → *Chlorophyll*konzentration des Wassers bestimmt und die Schweb- bzw. die → *Huminstoff*-Konzentrationen mit geeigneten Methoden gemessen. Um zu überprüfen, welche Effekte die im Wasser bestimmten Stoffe auf das Licht haben, das den Wasserpflanzen zur Verfügung steht (→ Info-Kasten), wurden die Lichtverhältnisse mit Hilfe eines Unterwasser-→ *Spektralphotometers* bestimmt (→ Abb. 4.2.10).

Mit diesem Gerät kann die Stärke und die Zusammensetzung des Lichts in der jeweiligen Wassertiefe über einen breiten Wellenlängenbereich vom Ultraviolett über die Farben des sichtbaren Lichts bis hin zum Infrarot bestimmt werden. Auf diese Weise kann abgeschätzt werden, um wie viel Prozent das einfallende Licht durch die Wassersäule an einem Pflanzenstandort abgeschwächt wird und welchen Anteil die einzelnen Trübstoffe

Warum sind Pflanzen grün?

Das sichtbare Lichtspektrum umfasst verschiedene Wellenlängenbereiche und reicht von blau (400 nm) über grün und gelb (500 – 600 nm) bis hin zu orange und rot (600 – 780 nm). Im Regenbogen wird dieses Licht anschaulich entsprechend der Wellenlängen in die einzelnen Farben zerlegt. Die Pigmente der Pflanzen können einen ähnlichen Bereich des Lichts (400 – 700 nm) für die → *Photosynthese* nutzen. Dieser Anteil des Lichtspektrums wird → *photosynthetisch aktive Strahlung* genannt und entsprechend der englischen Übersetzung PAR abgekürzt. Die Pflanzenpigmente nutzen jedoch vor allem das blaue, gelbe und rote Licht, während grünes Licht kaum zur Energiegewinnung für die *Photosynthese* absorbiert und zurückgestrahlt wird. Als Folge erscheinen die Pflanzen für das menschliche Auge grün.



an der Abschwächung haben. Anhand dieser Untersuchungen wurden nicht nur die Lichtverhältnisse der Wasserpflanzen an den verschiedenen Standorten charakterisiert, sondern es wurde auch nach den Quellen für den Eintrag von optisch aktiven Stoffen aus dem Einzugsgebiet gesucht. Dazu wurden Daten zur Landnutzung im Umfeld des Chiemsees herangezogen, bei denen z.B. die Kategorien Industriegebiet, landwirtschaftliche Fläche oder Waldgebiete unterschieden werden, und die Nähe dieser Flächen zu zuströmenden Fließgewässern und zum Seeufer berücksichtigt (→ Abb. 4.2.11).

Der Klimawandel und die Gewässerbewertung anhand von Makrophyten

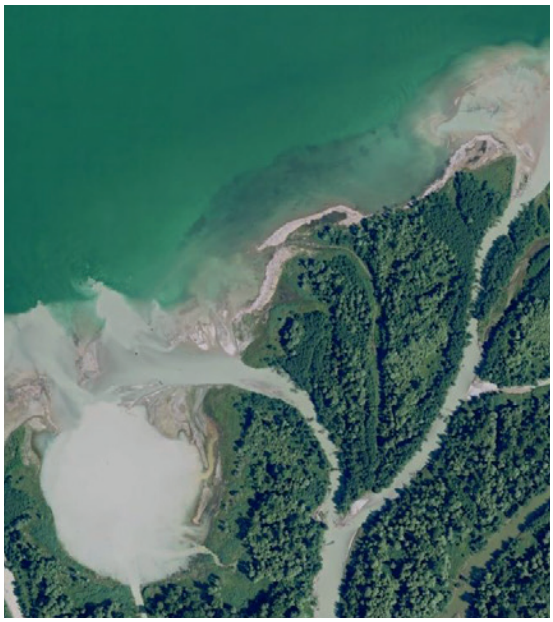
Die europaweit geltende Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) trat im Jahr 2000 in Kraft, um einen guten ökologischen Zustand in allen Gewässern zu erreichen. Wie bereits erwähnt (→ Abb. 4.2.1), hat sich zur Bewertung von Gewässern u.a. die Kartierung der → *Makrophyten* als Zeigerorganismen etabliert [→ 33, → 34, → 35]. Dabei werden bestimmte Wasserpflanzenarten als Bioindikatoren genutzt, um den Zustand der Gewässer anzuzeigen. Anhand dieser Pflanzen lässt sich die → *Trophie* der Gewässer ermitteln, die durch den Nährstoffgehalt des Sees bedingt wird. Als dieses Indikatorsystem entwickelt und etabliert wurde, stand der Klimawandel jedoch noch nicht im Mittelpunkt des Interesses und seine Bedeutung für Verschiebungen der Artenzusammensetzung der Makrophytengesellschaften von Seen war noch nicht erkannt worden. Am Beispiel des Chiemsees konnte gezeigt werden, dass sich der Klimawandel auf die Unterwasservegetation auswirkt und dass es infolgedessen zu einer veränderten Bewertung des Gewässers aufgrund des Makrophytenindexes kommt. Seit 1985 wird der Zustand des sogenannten Bayerischen Meeres regelmäßig anhand der vorkommenden Wasserpflanzen bewertet. In den Jahren 1985 und 1998 wurde der Chiemsee entlang seiner gesamten Uferlänge und seit 2007 entsprechend der EU-WRRL an ausgewählten charakteristischen Transekten kartiert, d.h. entlang einer senkrechten Linie

Abb. 4.2.11

Faktor der Abschwächung des an der Wasseroberfläche auftreffenden pflanzenverfügbaren Lichts durch die Wassersäule [PAR m–1] und Anteil der optisch aktiven Wasserinhaltsstoffe (OAW) an der Lichtabschwächung in Prozent an den untersuchten Standorten am Chiemsee.

Abb. 4.2.13

Feinsedimentfrachten am Delta der Tiroler Ache im aktuellen Satellitenbild des Bayern Atlas (2022).

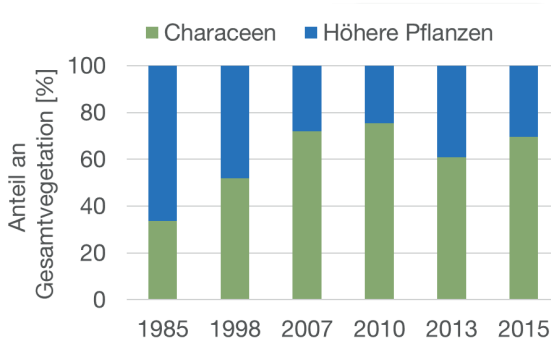


vom Ufer bis in die Tiefe der Vegetationsgrenze. Es konnte festgestellt werden, dass der Anteil der Armleuchteralgen (*Characeen*, → Abb. 4.2.2 rechts), die nur in nährstoffarmen Gewässern gedeihen können, seit 1985 zunächst kontinuierlich anstieg. Gleichzeitig gingen Wasserpflanzenarten, die höhere Nährstoffgehalte anzeigen, wie z.B. die Vielwurzelige Wasserlinse (*Spirodela polyrhiza*) deutlich zurück. Andere → *Makrophyten*, die nur bei geringerer Nährstoff-→ *belastung* vorkommen können, wie z.B. das Haarblättrige Laichkraut (*Potamogeton trichoides*) und die Glanzleuchteralge (*Nitella syncarpa*) konnten sich etablieren.

Der ökologische Zustand des Chiemsees verbesserte sich also seit 1985 zunächst beständig. Diese Entwicklung ist auf die Fernhaltung des Abwassers durch die Inbetriebnahme einer Ringkanalisation zurückzuführen. Es machen sich jedoch zunehmend die Folgen des Klimawandels bemerkbar, die sich auf die Unterwasservegetation auswirken. Im

Abb. 4.2.12

Anteil der Armleuchteralgen und der → *Gefäßpflanzen* an der gesamten Unterwasservegetation im Chiemsee im Zeitraum 1985 – 2015.



Frühsommer 2013 ereignete sich ein extremes Hochwasser mit den höchsten Pegelständen seit Jahrhunderten. Dieses Ereignis bot die besondere Gelegenheit, die Auswirkungen von Trübungen in Folge von Starkregen und Hochwasser auf die → *Makrophyten* zu untersuchen. Daher wurde die Unterwasservegetation des Chiemsees im Hochsommer 2013 und zusätzlich im Sommer 2015 an insgesamt 330 Gewässerabschnitten kartiert.

Das Extremhochwasser zeigte bereits in der → *Vegetationsperiode* 2013 und auch 2015 deutliche Veränderungen in der Zusammensetzung der → *Makrophyten*, die der bisherigen Entwicklung entgegenwirken. Als direkte Folge des Hochwassers war zunächst eine längere Gewässertrübung zu beobachten und der Anteil an Armleuchteralgen am Bestand der Unterwasservegetation sank wieder um 15 Prozent (→ Abb. 4.2.12). Gleichzeitig sind erneut Wasserpflanzen aufgetreten, die als Nährstoffanzeiger gelten. Die durch den Klimawandel hervorgerufene Entwicklung, die zu häufigeren Hochwassern und zu Trübungen des Chiemsees führt, wird weiter voranschreiten und dem Trend der „→ *Re-Oligotrophierung*“ langfristig entgegenwirken.

Ausgeprägte Trübungen waren in den Bereichen der Chiemseezuflüsse zu beobachten, insbesondere im Mündungsbereich der Tiroler Ache, dem größten Binnendelta Mitteleuropas (→ Abb. 4.2.13) In dieser Region konnte der Einfluss der massiven und zunehmenden Feinsedimentfrachten der Ache und der daraus resultierenden Trübungen in einem Ausmaß beobachtet werden, der nur in einem hochdynamischen Delta möglich ist. An diesen Wasserpflanzenstandorten fanden sich die größten Bestände störungstoleranter Arten, insbesondere ausgedehnte Vorkommen regenerationsfreudiger → *Neophyten*, wie der Schmalblättrigen Wasserpest (*Elodea nuttallii*). Diese großen Wasserpestbestände waren jedoch stets mit Armleuchteralgen vergesellschaftet.

4.3 Die Röhrichte bayerischer Seen

4.3.1 Das Schilf und seine Bedeutung

Schilfrohr als dominierende Pflanze des Röhrichts

Der Lebensraum bzw. die hochstehenden Pflanzengesellschaften im Flachwasser und im Uferbereich von Gewässern werden als Röhrichte oder Schilf bezeichnet. Diese werden in der Regel vom Schilfrohr (*Phragmites australis*) dominiert. Es können jedoch auch andere schilfartige Röhrichtpflanzen vorkommen, wie z.B. verschiedene Rohrkolbenarten (*Typha spec.*), das Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) oder die Sumpfschwertlilie (*Iris pseudacorus*). Das bestandsbildende Schilfrohr (*Phragmites australis*) verbreitet sich hauptsächlich → *vegetativ* durch bis zu 20 Meter lange Ausläufer, sogenannte → *Rhizome*, und durch niederliegende Halme, die an den Knoten Wurzeln bilden. Daher bestehen oft ganze Schilfbestände aus nur einer Pflanze, die auf diese Weise bis zu 6000 Jahre alt werden kann [→ 49] (→ Abb. 4.3.1). Darüber hinaus werden an den Schilfwedeln, also den Blütenrispen an den Halmenden, haarigwollige Samen ausgebildet, die der Fortpflanzung dienen. Das Innere eines Schilfhalms besteht aus einem schwammigen Durchlüftungsgewebe mit großen Hohlräumen zwischen den Zellen, dem sogenannten → *Aerenchym*. Durch den Schilfhalm können die → *Rhizome*, mit denen die Schilfpflanzen am Gewässergrund verankert sind und in denen Reservestoffe eingelagert werden, wie durch einen Schnorchel mit Luftsauerstoff aus der Atmosphäre versorgt werden.

Zonierung und Bedeutung der Schilfbestände an Seen

Bei einem vollständig ausgebildeten Schilfbestand lassen sich drei Bereiche unterscheiden: Land-, Übergangs- und Wasserschilf [→ 50] (→ Abb. 4.3.2). Wasserschilf steht immer im Wasser, während Übergangsschilf in Abhängigkeit vom Wasserstand periodisch im Wasser zu finden ist. Landschilf gedeiht nicht nur an Gewässerufern, sondern auch auf Feuchtwiesen oder anderen feuchten Standorten, sobald diese nicht gemäht werden. Lediglich Moorflächen können zu feucht und so nährstoffarm sein, so dass dort kein Schilf gedeiht. Am Seeufer ist das Landschilf oft mit Weiden und Erlen vergesellschaftet; landeinwärts können schließlich Auwälder angrenzen.



Abb. 4.3.1
Schilfbestand an den nördlichen Osterseen bei Seeshaupt.

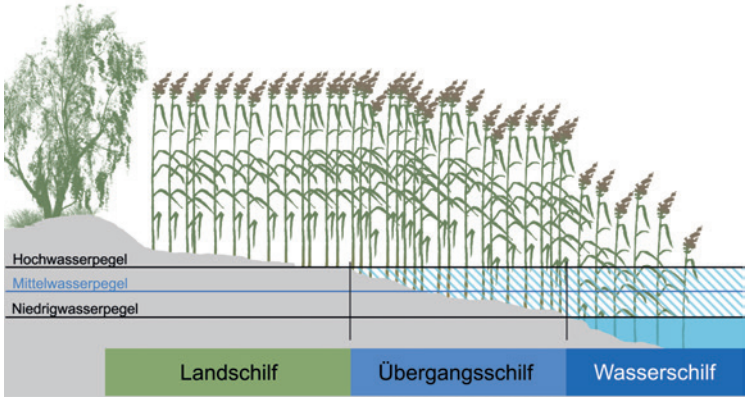


Abb. 4.3.2

Zonierung eines Schilfgürtels mit Landschilf, Übergangsschilf und Wasserschilf, hellblau schraffiert Pegelschwankungen.

An den zahlreichen kleinen und großen Seen der bayerischen Voralpen kommen ausgedehnte Schilfflächen an den natürlichen bzw. naturnahen Uferbereichen vor. Flächenmäßig große intakte Schilfbestände finden sich zum Beispiel am Ammersee, an den Osterseen und vor allem am Chiemsee. Diese Schilfgürtel oder generell die Röhrichtbereiche haben eine wichtige Funktion im → *Ökosystem* eines Sees und tragen zur Stabilisierung des Gewässerzustands bei. In den Schilfbeständen werden die höchsten stofflichen Umsatzraten in einem See erreicht. Belasteter Oberflächenabfluss aus der Umgebung oder aus Zuflüssen wird durch einen vorgelagerten Schilfgürtel gereinigt. Gleichzeitig verringern stabile Schilfbestände Wasserströmungen und dämpfen den Wellenschlag. Dadurch reduzieren sie die Erosion der Uferbereiche und die Verfrachtung von sauerstoffzehrenden Schlämmen in das Tiefenwasser von Seen. Speziell das Wasserschilf ist ein natürlicher Uferschutz und gleichzeitig ein → *Hotspot der Biodiversität* [→ 50] (→ Abb. 4.3.3). Aufgrund der Dämpfung der Wasserbewegungen und der durch Sedimentation resultierenden Schlammansammlungen sind die Unterwasserbereiche des im Wasser stehenden Schilfs hervorragende Nahrungsgründe für Schnecken und Insekten sowie deren Larven. Dadurch bieten diese Standorte reichlich Nahrung und dienen als Kinderstube von Jungfischen. Auch über der Wasseroberfläche beherbergt das Wasserschilf eine Vielzahl von Tieren. Zahlreiche Insektenarten, die sich in ganz bestimmten Höhen der Schilfhalme einnisten, und die Samen aus den Schilfwedeln sind die Nahrungsgrundlage vieler Vögel. Somit ist das strukturreiche Wasserschilf ein Habitat, das durch eine besonders hohe Biodiversität gekennzeichnet ist, da es zahlreiche → *ökologische Nischen* bereitstellt, an die sich viele Organismen speziell angepasst haben.

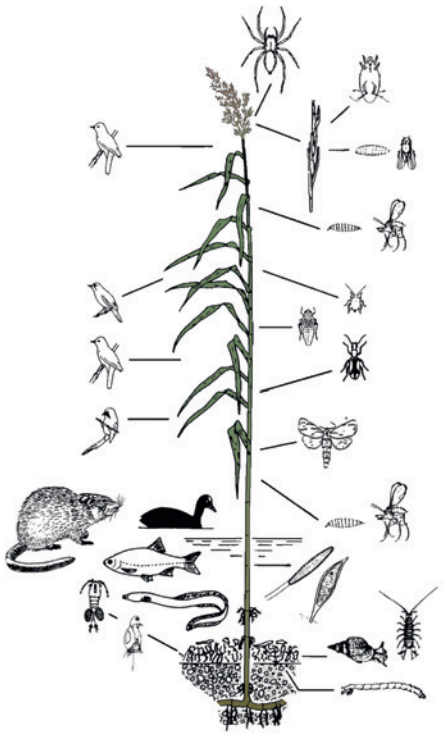


Abb. 4.3.3

Vertikale Verteilung der Schilfbewohner (Abbildung nach [50]).

Sowohl gesunde als auch ausgedehnte Wasserschilfbestände sind in Bayern jedoch rar geworden. Seltene Vogelarten wie beispielsweise Dommeln oder Bartmeisen sind in der Folge sogar schon vom Aussterben bedroht. In Bayern wurden deshalb die noch bestehenden Schilfgürtel an Seen unter Schutz gestellt.

4.3.2 Gefährdung des Wasserschilfs durch den Klimawandel

Es konnte bereits 1997 gezeigt werden, dass das Wasserschilf seit Mitte des letzten Jahrhunderts an zahlreichen bayerischen Seen deutlich zurückgegangen ist [→ 20]. Mechanische Schädigungen der Schilfhalme in Kombination mit Hochwasserereignissen sind als wesentliche Ursachen für diese Entwicklung nachgewiesen worden. Geschädigt werden die Schilfhalme durch Wellenschlag, verdriftetes Totholz (→ Abb. 4.3.4) oder infolge von Vogelverbiss. Dieser erfolgt nicht durch die Singvögel, die im Röhricht siedeln, sondern



Abb. 4.3.4
Hochwasser am Chiemsee 2013. Große Mengen an Totholz sammelten sich in der Grabenstätter Bucht und u.a. im Bereich der Wasserschilfbestände, rechts oben im Bild.

durch Gänsevögel (*Anseriformes*). Zu diesen gehören Gänse, Enten und Schwäne, die oft sehr große Populationen ausbilden. Folgt der Schädigung der Schilfhalme ein Hochwasser, kann Wasser in die Schilfhalme eindringen und die → *Rhizome* werden nicht mehr durch das → *Aerenchym* mit Sauerstoff versorgt und verfaulen. Es bleiben Stoppelfelder zurück, auf denen sich kein neues Wasserschilf mehr ansiedeln kann [→ 20]. Der Klimawandel verstärkt diese Entwicklung durch die Zunahme von Extremwetterereignissen wie Stürmen, die zu mechanischen Schädigungen führen, und durch Gewitter bzw. Starkregenereignisse, die meist Hochwasser zur Folge haben. Das bayerische Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz finanzierte von 2014 bis 2019 das Forschungsvorhaben „Bayerns Stillgewässer im Klimawandel – Einfluss und Anpassungen, Teilprojekt 2, Klimawandel beeinträchtigt Schilfbestände bayerischer Seen – Erfassung mittels moderner Monitoringmethoden". In diesem umfangreichen Projekt wurden verschiedene Methoden der Fernerkundung zur Aufnahme und zur Bewertung der Schilfbestände vergleichend untersucht und optimiert, um die Zunahme der Schädigungen erfassen zu können und um die geeigneten Methoden als Basis für die Entwicklung zielgerichteter Maßnahmen zum Schutz des Röhrichts in Zeiten des Klimawandels bereitzustellen.

4.3.3 Vermessung und Bewertung der Schilfbestände – vom Maßband zum Flugzeug

Im Sommer 2015 wurden sechs verschiedene Methoden der Fernerkundung eingesetzt und geprüft, (1) um die Ausdehnung der Wasserschilfbestände zu erfassen, (2) um deren Zustand zu bewerten und (3) um die Beeinträchtigung des Wasserschilfs in Folge des Klimawandels abzuschätzen. Als Testgebiete wurden 14 Uferabschnitte des Chiemsees ausgewählt, die sich rund um die Herreninsel und in den drei Buchten im Nordwesten des Sees befanden, in der Schafwaschener Bucht, im Kailbacher Winkel und in der Mühlner Bucht (→ Abb. 4.3.5). Die ausgewählten Fernerkundungssysteme lieferten Daten zur Berechnung von Modellen, mit denen die Schilfbestände charakterisiert werden können. Zur Validierung der Modelle wurden die Wasserschilfbestände bzw. die Schilfhalme gleichzeitig durch Messungen direkt am Standort exakt beschrieben.

Vor-Ort-Kartierungen

Für jeden der 14 Test-Uferabschnitte wurden lotrecht zum Ufer gelegene Messlinien, sogenannte Transekte, in regelmäßigen Abständen festgelegt, an denen jeweils zwei Messquadrate ausgewählt wurden. Eines davon befand sich im lockeren aquatischen

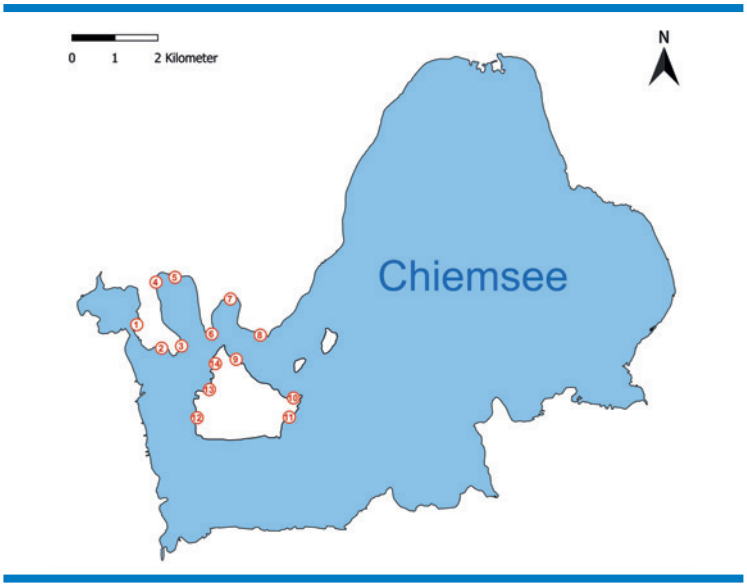


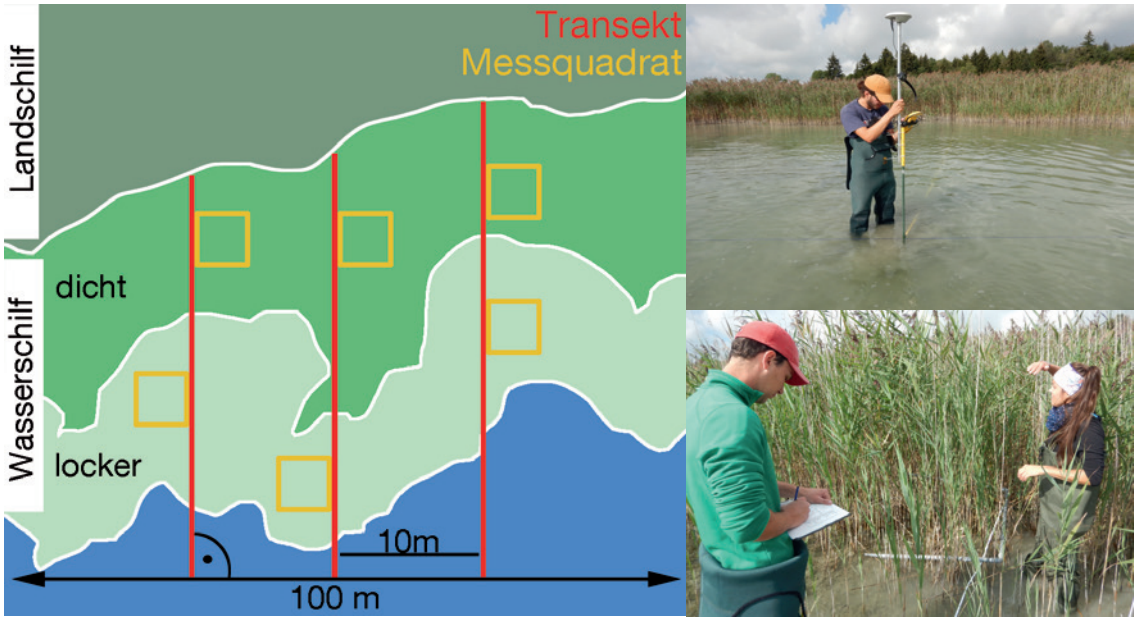
Abb. 4.3.5

Lage der 14 Testgebiete am Chiemsee, an denen die verschiedenen Methoden eingesetzt und geprüft wurden.

Schilf an der seeseitigen Schilffront, das andere im dichten Wasserschilf nahe dem Ufer. In diesen Messquadraten wurden zahlreiche charakteristische Schilfparameter aufgenommen, wie die Halmlängen und -durchmesser, die Halmdichten sowie die Anzahl der grünen Halme und der Blüten (Rispen). Darüber hinaus wurden weitere Beobachtungen am jeweiligen Uferabschnitt notiert, z.B. der Einfluss von Wellen durch Bootsverkehr oder Wind, die Freizeitnutzung in der Umgebung und die Sedimentbeschaffenheit. Alle Standorte und Transekte wurden mit einem hochpräzisen GPS-Gerät (Globalen Positionsbestimmungssystem) dezimetergenau verortet. (→ Abb. 4.3.6).

Abb. 4.3.6

Links: Schema zur Vermessung der Wasserschilfflächen bzw. der Schilfhalme in den Messquadraten der definierten Transekte. Rechts oben: Einmessung der Transekte mit einem GPS (Globalen Positionsbestimmungssystem), rechts unten: Aufnahme der Schilfbiometrie.



Methoden der Fernerkundung

Das Ziel der Anwendung unterschiedlicher Fernerkundungsmethoden war deren Eignung zur Bewertung der Wasserschilfbestände zu prüfen. Bei einer räumlichen Auflösung von derzeit unter einem halben Meter, käme die Verwendung von Satellitendaten zur Bewertung der Schilfbestände durchaus in Betracht. Die Nutzung von Satellitendaten wurde jedoch ausgeschlossen, da diese nur in großen Flächeneinheiten von kommerziellen Anbietern zu erwerben sind. Aus diesem Grund stehen die Kosten für die Daten in keinem vertretbaren Verhältnis zum relativ kleinen Anteil der Schilfbereiche an der Gesamtfläche. Daher wurden nur Fernerkundungssysteme verwendet, die an Flugzeugen oder an unbemannten Fluggeräten installiert werden (→ Abb. 4.3.7). Es kamen nicht nur sogenannte passive Sensoren zum Einsatz, die vergleichbar mit einer Kamera das reflektierte Licht verschiedener Spektralbereiche erfassen, sondern auch ein aktives System. Dieses sendet einen Laserstrahl aus und nimmt das reflektierte Signal auf.

Bei jedem Fernerkundungssystem wurde darauf Wert gelegt, dass durch die Kombination von Sensoren aus den Daten sowohl Informationen über die dreidimensionalen Strukturen als auch über die Vitalität der Schilfbestände abgeleitet werden können. Die unterschiedlichen Systeme sind in → Tab. 4.3.1 aufgelistet. Die Befliegungen der aus-



Abb. 4.3.7

Links: Modell-Wasserflugzeug bei einem Test an den Osterseen, rechts: Befestigung eines Sensorsystems an den Flügelstützstreben einer Cessna.

gewählten Teststandorte mit allen Fernerkundungssystemen erfolgten nahezu zeitgleich im September 2015 bei optimalen Wetterbedingungen.

Anhand der erfassten Datenpunkte und ihrer Lage wurden zunächst die Dichten und die Höhen der Schilfbestände ermittelt. Darüber hinaus wurden auch die speziellen Farbinformationen der Datenpunkte ausgewertet, um die Vitalität des Schilfs einschätzen zu können. Gesunde → *Photosynthese*-treibende Pflanzen absorbieren im roten Spektralbereich mehr Strahlung und erscheinen grün, da sie mehr Pigmente besitzen. Gestresste und nicht-vitale Pflanzen erscheinen dagegen rot bzw. in der Mischung reflektierter Farben braun. Zur Auswertung der jeweiligen Daten wurden unter anderem sogenannte → *Machine-Learning*-Verfahren genutzt, d.h. Verfahren der → *Künstlichen Intelligenz*. Durch den Abgleich der Fernerkundungsdaten mit den Daten der Feldmessungen konnten die Berechnungen schrittweise verbessert und z.B. die Einordnung in Schilfdichteklassen verbessert werden.

Das weitere Prozedere wird exemplarisch anhand der Auswertung der Fernerkundungsdaten dargestellt, die mit Drohnen (Unmanned

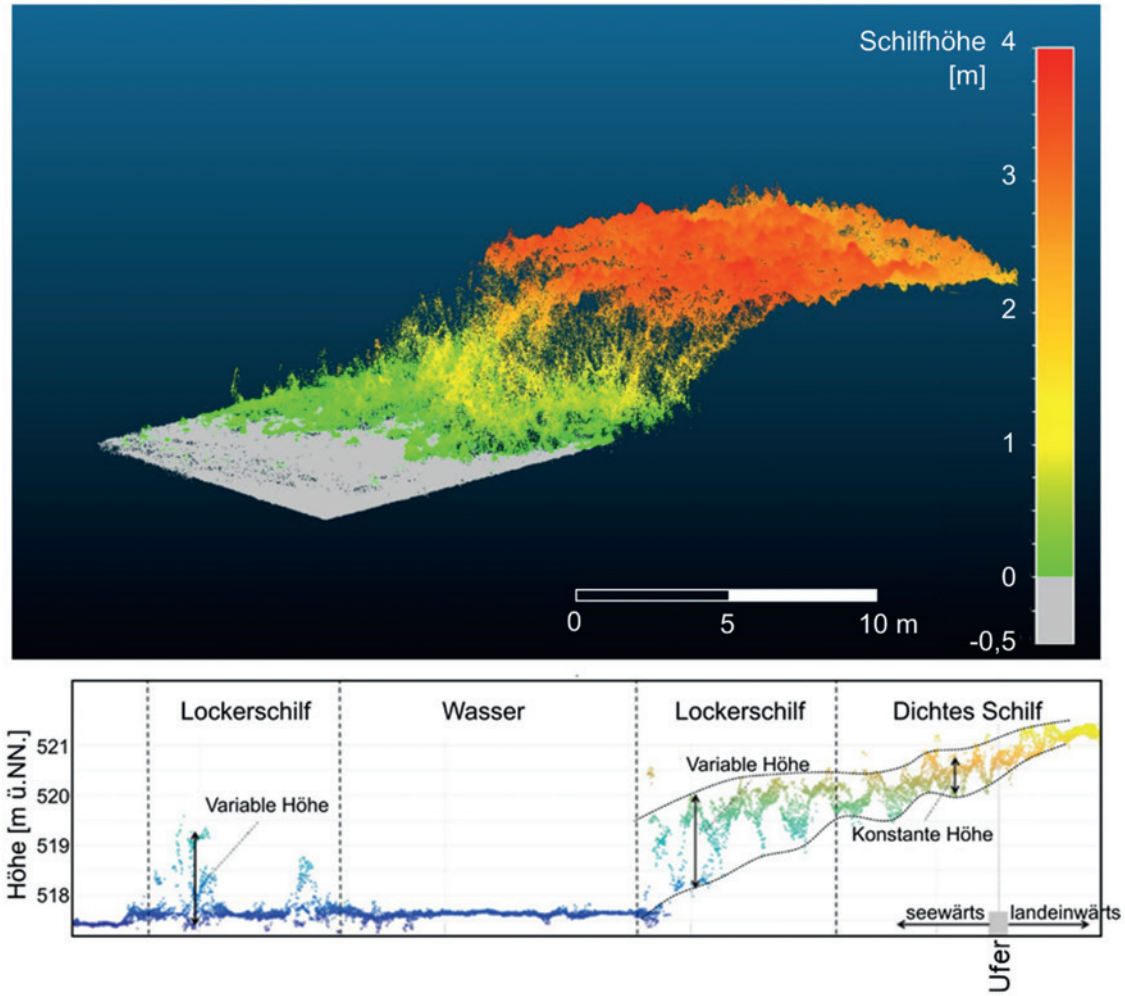
Tab. 4.3.1

Getestete Fernerkundungssysteme zur Vermessung und Bewertung der Schilfbestände am Chiemsee.

System	Eigenschaften
Luftbilder	Das Bayerische Landesamt für Digitalisierung, Breitband und Vermessung (LDBV) führt regelmäßige Befliegungen über Bayern durch und erstellt RGB-Luftbilder im sichtbaren Bereich. Diese Luftbilder werden in den digitalen Bayernatlas eingepflegt, der im Internet öffentlich zugänglich ist (geoportal.bayern.de). Ergänzend können Aufnahmen im nahen Infrarotbereich erworben werden, die für die Beurteilung der Vitalität des Schilfs verwendet werden können. Das räumliche Auflösungsvermögen beträgt bis zu 20 cm.
Green-LiDar	Flugzeuggetragenes, aktives System mit Laser im Grünlicht-Bereich (535 nm). Befliegungen durch die Firma Airborne Hydro Mapping (Innsbruck). Der Laser kann im Wasser bis in eine Tiefe von 10 m eindringen, so dass sowohl der Gewässergrund vor dem bzw. im Wasserschilf, als auch die absoluten Halmhöhen vermessen werden können. Für Farbinformationen und für die korrekte Verortung wurden gleichzeitig Fotos mit einer Digitalkamera aufgenommen. Das räumliche Auflösungsvermögen beträgt bis zu 8 cm.
Kombination HySpex/3K	Flugzeuggetragenes, passives System mit Sensoren für einen Hyperspektralbereich von 400 bis 2500 nm (HySpex) mit hochauflösenden Kameras, die in drei Richtungen ausgerichtet sind (3K). Befliegungen durch das Deutsche Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR). Bei einer Flughöhe von 1000 m beträgt das räumliche Auflösungsvermögen bis zu 80 cm (HySpex) bzw. bis zu 14 cm (3K).
Multikopter	Passives System, Drohne (UAV, Unmanned Aerial Vehicle, unbemanntes Fluggerät) ausgestattet mit einer Systemkamera der Geodatenflug GmbH.
Modellflugzeug	Passives System, Modellflieger (UAV) ausgestattet mit einer Systemkamera der Geodatenflug GmbH.

Abb. 4.3.8

Oben, aus den erhobenen Daten berechnete dreidimensionale Punktwolke zur Bestimmung der Schilfhöhe; unten, Unterscheidung von lockerem und dichtem Schilfbestand anhand der Höhenvarianz.



Air Vehicles, UAV) erhoben wurden. Zunächst wurden aus den Daten dreidimensionale Punktwolken berechnet, die mit Höheninformationen die Oberfläche der Schilfbestände widerspiegeln. Allein mit diesen drohnengestützten Untersuchungen wurden über 18 Millionen Datenpunkte ermittelt und in Punktwolken zusammengefasst. Zur korrekten Verortung der Datenpunkte wurden die Standorte von markanten Punkten wie Straßenmarkierungen oder Dachecken genau vermessen und die Luftbilder entsprechend ausgerichtet, also eine sogenannte Georeferenzierung vorgenommen. Auf dieser Basis wurde ein digitales Oberflächenmodell (DOM) des untersuchten Schilfbestands erstellt (→ Abb.4.3.8 oben).

Im nächsten Schritt wurden anhand der Lage der Pixel in der Punktwolke nicht nur die Höhen der Schilfhalme bestimmt, sondern auch die Dichten der Pflanzen innerhalb des Schilfbestands ermittelt. Durch die unterschiedlichen Höhenvarianzen konnte lockeres Wasserschilf von dichtem Landschilf abgegrenzt werden (→ Abb. 4.3.8, unten). Zur Vereinfachung wurden verschiedene Schilfdichteklassen eingeführt, die sich aus der Anzahl Halme pro m² ergeben (→ Tab. 4.3.2). Darüber hinaus wurde zur Beurteilung des Schilfzustands, d.h. seiner Vitalität, ein Vegetationsindex aus den Werten der Basisfarbtöne Rot-Grün-Blau (RGB) errechnet [→ 51]. Dieser wurde zur Interpretation der Farb-, d.h. der Spektralinformationen der Fernerkundungsdaten herangezogen.

Tab. 4.3.2

Schilfdichten-Klassifizierung.

Schilfdichteklassen [Halme pro m²]	Dichteklassifizierung
0 – 25	locker
25 – 50	
50 – 100	dicht
100 – 150	
> 150	

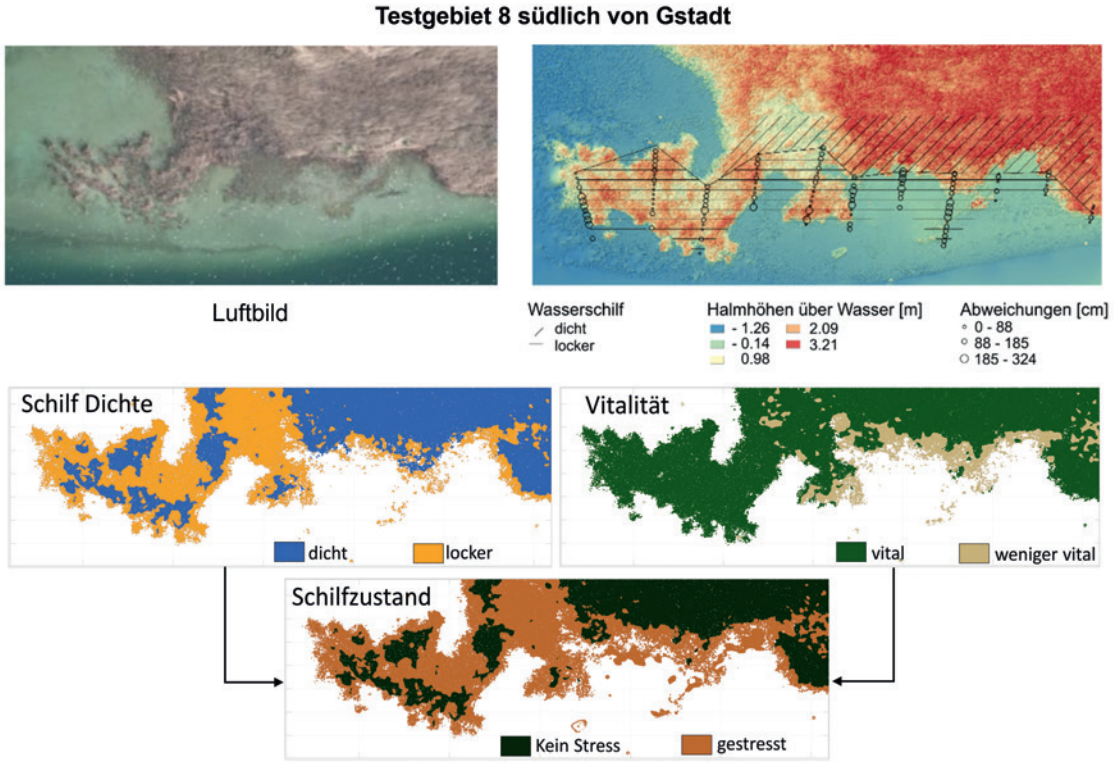


Abb. 4.3.9

Auswertung von Daten, die mit Drohnen (Unmanned Air Vehicles, UAVs) im Testgebiet 8 südlich von Gstadt erhoben wurden, zur Bewertung des Zustands der Wasserschilfbestände anhand der Schilfdichte und der Schilfvitalität, zum Vergleich ein Luftbild des Standorts.

Durch die Kombination der Schilfdichte mit der Schilffarbe konnte schließlich der Zustand des Schilfs eines Standorts eingeschätzt werden. In Abb. 4.3.9 wird dies am Beispiel der Auswertung der Fernerkundungsdaten, die mit der Drohne erhoben wurden, zur Bewertung des Testgebiets 8 dargestellt, das sich südlich von Gstadt befindet (→ Abb. 4.3.5). Es zeigte sich, dass Areale nicht-vitaler Schilfbestände teilweise deckungsgleich mit den lockeren Schilfbeständen waren. Die Lockerschilfbestände an der Schilffront sind somit aufgrund ihrer wind- und wellenexponierten Lage nachweislich anfälliger für Störungen und deutlich gestresster.

Vergleich der Fernerkundungssysteme zum Nachweis der Folgen des Klimawandels

Insgesamt wurden mit allen Systemen, die in den 14 Testgebieten überprüft wurden, Genauigkeiten von rund 94 % erreicht. Mit dem Ziel, eine kostengünstige Methodik zu entwickeln, wurden die Auswertungen überwiegend mit frei erhältlicher Software durchgeführt. Mit dieser erfolgte die Auswertung der erhobenen Daten, wobei die einzelnen Schritte immer an das jeweilige Fernerkundungssystem angepasst werden.

Mit allen Verfahren können die Schilfhöhen und damit die lockeren und dichten Schilfbestände zügig erfasst werden. Die verschiedenen getesteten Systeme besitzen jedoch unterschiedliche Vor- und Nachteile. Das aktive LiDAR-System erwies sich als das beste Verfahren zur Bewertung der Schilfflächen. Außerdem kann mit diesem Verfahren die Uferlinie, also die Linie des Übergangs vom Land- zum Wasserschilf, die durch das Schilf verborgen ist, sehr genau bestimmt werden. Ein Vergleich der Verfahren zeigt: Mit den flugzeuggetragenen Fernerkundungssystemen (LiDAR, HySpex, 3K) können in der kürzesten Zeit große Flächen untersucht werden. Die UAV-Systeme, also Drohnen und Modellflugzeuge, sind dagegen ohne großen Vorlauf einsetzbar, z.B. bei einem Hochwasserereignis. Die Flächen, die mit diesen Systemen erfasst werden können, sind jedoch begrenzt. Das liegt an den geringeren Flughöhen, die möglich bzw. die erlaubt sind, und an den Akkulaufzeiten, die häufige Zwischenlandungen erfordern. Dagegen sind großflächige und hochaufgelöste Luftbilder zwar am einfachsten zu beschaffen, erfordern aber im Vergleich den höchsten Auswertungsaufwand. Außerdem ist ihre Verwertbarkeit vom nicht beeinflussbaren Zeitpunkt der Aufnahme abhängig, d.h. vom jahreszeitlich bedingten

Schilfbestände am Chiemsee von 1973 bis 2015

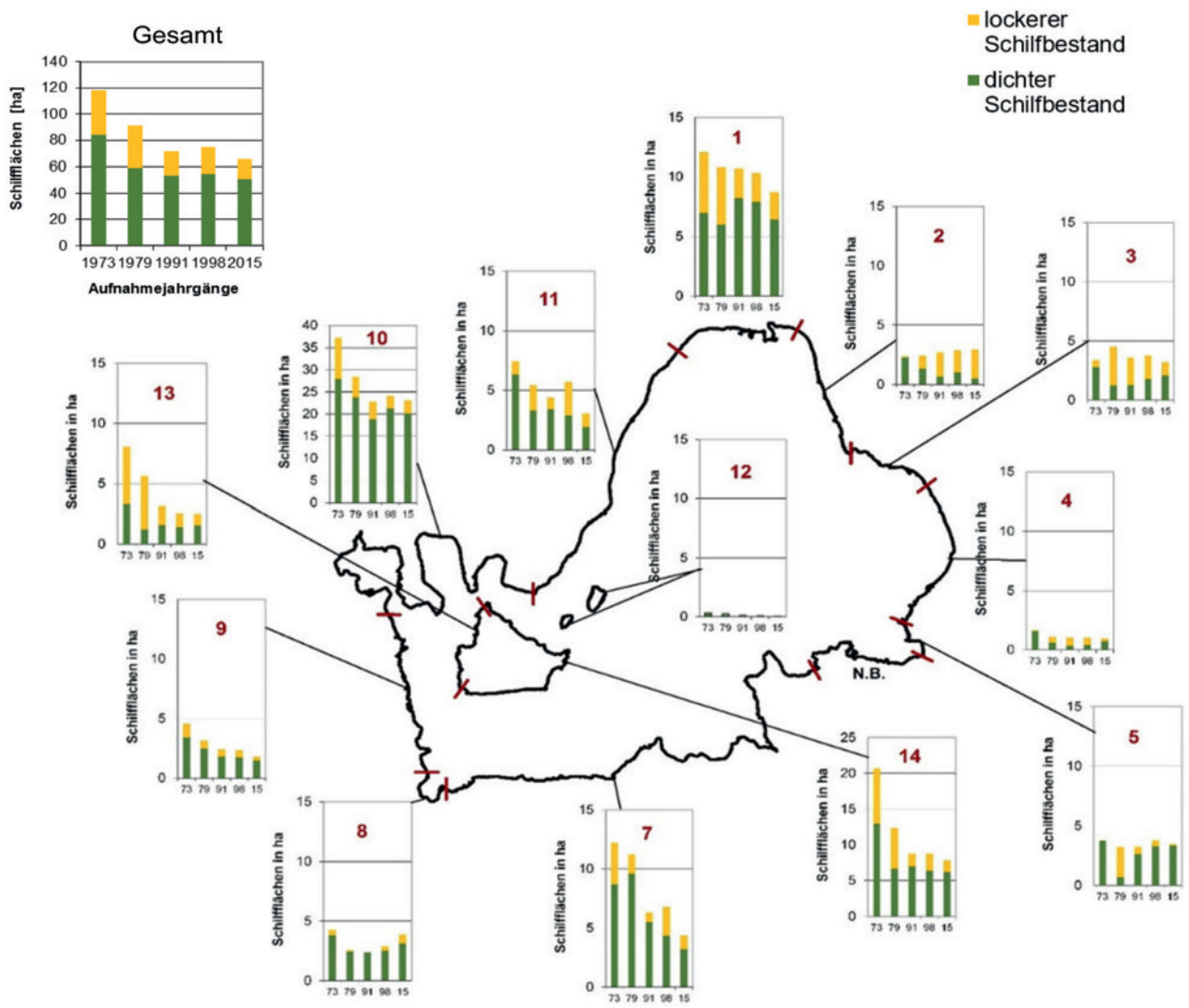


Abb. 4.3.10

Entwicklung der Wasserschilfflächen an unterschiedlichen Standorten am Chiemsee von 1973 bis 2015.

gelb, lockere Schilfbestände; grün, dichte Schilfbestände

Entwicklungsstand des Schilfs, also seinem phänologischen Bild.

4.3.4 Langzeitentwicklung und Zustand der Schilfbestände am Chiemsee: Nachweis der Folgen des Klimawandels

Der Zustand der Schilfbestände des gesamten Chiemsees war durch die Auswertung der freiverfügbaren Luftbilder des Landesamts für Digitalisierung, Breitband und Vermessung (LDBV) möglich. Darüber hinaus lässt sich die langjährige Entwicklung der Schilfbestände des Chiemsees anhand dieser relativ aktuellen Luftbilder im Vergleich mit Luftbildern verschiedener älterer Befliegungen nachvollziehen [→ 52] (→ Abb. 4.3.10). Dadurch konnte nachgewiesen werden, dass die Gesamtfläche des Schilfs seit 1973 von fast 120 ha auf 66 ha im Jahr 2015 sank, d.h. um 45 % zurückging. Bei der letzten vergleichbaren Schilfkartierung im Jahr 1998 betrugen die Schilfflächen noch 75 ha, so dass allein im Zeitraum von 1998 bis 2015 ein Verlust von 12 % auftrat. Generell gingen die lockeren Wasserschilfbestände wesentlich stärker zurück als die dichteren. Insgesamt muss festgestellt werden, dass die Ausdehnung der Wasserschilfbestände des Chiemsees, seitdem sie vermessen wurden, noch nie so gering war wie gegenwärtig. Aus den unter 4.3.2. genannten Gründen ist infolge des Klimawandels mit weiterem Schilfrück-

gang zu rechnen. Um dieser Entwicklung entgegenzuwirken, ist es dringend erforderlich, die im folgenden Kapitel beschriebenen gesetzlichen Regelungen zum Schutz des Schilfs konsequent einzuhalten und weitere Schutzmaßnahmen zu entwickeln und umzusetzen.

Schutz des Röhrichts

Bis 1997 war der dramatische Schilfrückgang wenig bekannt bzw. beachtet. Erst in der Folgezeit begann die allmähliche Unterschutzstellung dieser Habitate. Große Seen wie der Chiemsee erhielten früh einen Schutzstatus, z.B. 1976 als → *Ramsar*-Gebiet und 1986 als Landschaftsschutzgebiet. Ein zielgerichteter Schutz erfolgte ab 1992 durch die EU, als im Rahmen von Natura 2000 ein zusammenhängendes Netz von Schutzgebieten eingerichtet wurde. Dabei wurde der Chiemsee als „Besonderes Schutzgebiet" (SPA Special Area of Protection) der FFH-Richtline (Flora-Fauna-Habitat) und der Vogelschutzrichtlinie ausgewiesen. Schließlich wurden in Bayern auch landesweit Gesetze erlassen, die es verbieten, sich dem Schilfgürtel seeseitig weniger als 100 m ohne Motor bzw. weniger als 300 m mit Motor anzunähern oder sich im Schilf zu bewegen (§ 46, Bayerische Schifffahrtsordnung, BaySchO). Außerdem darf Schilf nur noch außerhalb der → *Vegetationsperiode* in den Monaten Oktober und November ausschließlich an Be- und Entwässerungsgräben gemäht werden (Artikel 58, Bayerisches Fischereigesetz, BayFiG). Die Röhrichte wurden mittlerweile sogar bundesweit in der Liste geschützter Biotope aufgenommen (§ 30, Bundesnaturschutzgesetz, BNatSchG).

Die aktuelle Studie macht deutlich, dass vor allem in Anbetracht der Folgen des Klimawandels weitere Anstrengungen zum Schutz der Wasserschilfbestände dringend erforderlich sind und ein zielgerichtetes und automatisiertes Monitoring der Röhrichte bayerischer Seen mit den modernen Methoden der Fernerkundung erfolgen sollte.

4.4 Seen als Kohlenstoffsenke

Als eine Kohlenstoffsenke gelten natürliche Speicher, die Kohlenstoff in geologischen Zeitmaßstäben binden können. Kohlenstoffsenken sind ein Teil des Kohlenstoffkreislaufs und haben von jeher eine große Bedeutung für das Erdklima. Auch die kalkreichen bayerischen Seen können als Kohlenstoffsenken dienen. Im Zusammenhang mit der globalen Erwärmung spielen Kohlenstoffsenken seit dem letzten Jahrhundert eine besonders wichtige Rolle, weil sie das von den Menschen verursachte → *Treibhausgas* Kohlendioxid (CO_2) aus der Atmosphäre aufnehmen und damit den → *Treibhauseffekt* abschwächen können. Unter bestimmten Bedingungen besteht allerdings die Gefahr, dass der gespeicherte Kohlenstoff wieder freigesetzt wird.

4.4.1 Wege des Kohlenstoffs in Seen

In Seen kommt Kohlenstoff sowohl in organischer als auch in anorganischer Form vor. Der organische Kohlenstoff ist in den komplexen Naturstoffen der Lebewesen und ihren vergänglichen Überresten gebunden, z.B. in Zuckern, Proteinen, Fetten und Nukleinsäuren wie z.B. DNA. Werden die organischen Kohlenstoffverbindungen unter Sauerstoffverbrauch durch Bakterien abgebaut, entsteht Kohlendioxid (CO_2). Anorganisch gelangt Kohlenstoff in Form von CO_2 an der Wasseroberfläche aus der Atmosphäre, über oberflächliche Zuflüsse und über das Grundwasser in die Seen (→ Abb. 4.4.1).

Im Wasser liegt das CO_2 bei niedrigen pH-Werten, das heißt im Sauren frei bzw. als Kohlensäure vor. Diese zerfällt bei neutralen pH-Werten in Hydrogenkarbonat (HCO_3^-) bzw. im basischen Milieu in Karbonat (CO_3^{2-}) und Protonen (H^+). Neben diesen als → *Karbonate* bezeichneten Verbindungen finden sich auch anorganische Verbindungen wie Methan (CH_4), das unter sauerstofffreien, also → *anaeroben* Verhältnissen entsteht. Diese

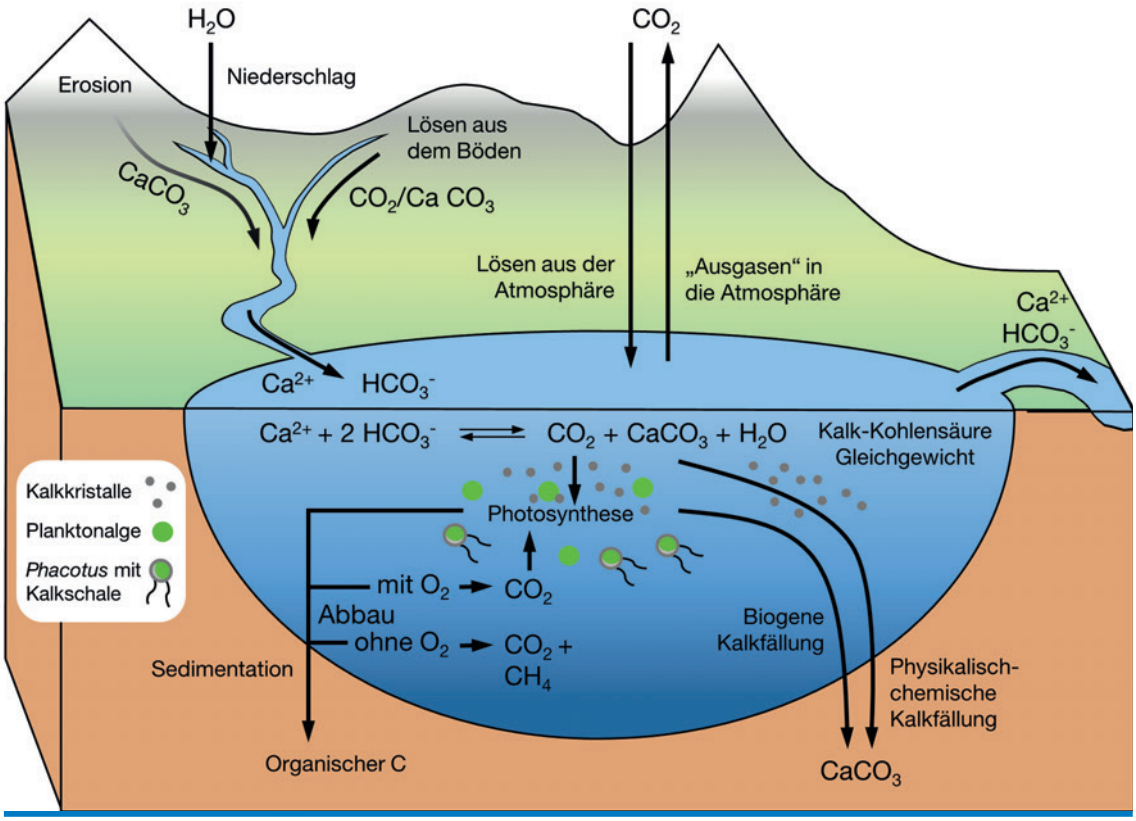


Abb. 4.4.1

Prozesse des Kohlenstoffs in Binnengewässern mit hartem (karbonatischem) Wasser. Photosynthese oder Änderungen der temperaturabhängigen Löslichkeit lassen die Reaktionsgleichung nach rechts ablaufen, so dass aus der Atmosphäre oder aus den Gesteinen gelöste → *Karbonate* biologisch bzw. physikalisch als → *Kalk* ausgefällt werden können. Bei der Photosynthese vieler Planktonalgen entstehen dabei → *Kalzitkristalle*. Die zweigeiselige Grünalge *Phacotus* bildet eine linsenförmige Kalkschale und trägt aktiv zur biogenen Kalkfällung bei (in Seemitte dargestellt).

Bedingungen herrschen oft im Sommer infolge des Abbaus von organischem Material im Tiefenwasser von geschichteten Seen vor.

Vor allem in Böden, die reich an organischem Material sind, entsteht CO_2 in der Wurzelzone (→ *Rhizosphäre*) durch die Atmungsprozesse von Pflanzen, Tieren und Bakterien. Regenwasser löst das CO_2 beim Durchfließen der Bodenluft, so dass sich der Kohlendioxidgehalt des Grundwassers beträchtlich erhöhen kann. Außerdem kann die Verwitterung von Gesteinen eine der Hauptquellen für das CO_2 in oberirdischen und unterirdischen Zuflüssen von Seen sein. In den Einzugsgebieten Südbayerns und der fränkischen Alb sind → *Kalke*, die zu einem großen Teil aus Kalziumkarbonat ($CaCO_3$) bestehen, die dominierenden Gesteine. Die aus dem Gestein gelösten → *Karbonate* sind die wichtigste Kohlenstoffquelle in den dortigen Gewässern. Zusätzlich wirken sie als Puffer gegen Schwankungen des pH-Werts, indem sie diesen im neutralen Bereich halten (→ Info-Kasten). Kalkreiches Wasser mit guten Puffereigenschaften wird als „hart" bezeichnet und prägt die Seen des Alpenvorlandes, während die meisten Gewässer der fränkischen Mittelgebirge, also des Spessarts und des Fichtelgebirges, sowie des Bayerischen Waldes kalkarm, das heißt „weich" sind und den pH-Wert nicht puffern können.

Die Kohlenstoffbilanz in Seen hängt im Wesentlichen davon ab, wie viel → *Karbonat* durch die Zuflüsse und durch die Atmosphäre in den Wasserkörper gelangt und wie viel Kohlenstoff durch Abflüsse und Sedimentation den See wieder verlässt. Zum Gewässergrund sinken einerseits abgestorbene Lebewesen, die durch Bakterien abgebaut werden. Dabei wird der in den Organismen enthaltene Kohlenstoff remobilisiert und in die bakterielle Biomasse eingebaut bzw. durch die Atmung der Bakterien in Form von CO_2 wieder freigesetzt. Andererseits sedimentiert der Kohlenstoff in Form von → *Kalk* und wird als → *Seekreide* am Gewässergrund abgelagert. In dieser Form gebundener Kohlenstoff ist schwer löslich und wird daher in der Natur langfristig gelagert. Auf diese Weise können Seen eine Kohlenstoffsenke darstellen, indem sie CO_2, das den Klimawandel antreibt, in Form von → *Kalk* dauerhaft in ihren Sedimenten speichern.

Im Forschungsvorhaben „Bayerns Stillgewässer im Klimawandel – Einfluss und

Anpassungen, Teilprojekt 3, Verbreitung und CO_2-Bindungsvermögen der Grünalge *Phacotus lenticularis* in bayerischen Seen – Monitoring und Anpassung an den Klimawandel", das das StMUV von 2014 bis 2019 finanzierte, wurde untersucht, welche die Bedeutung der Kalkablagerungen in Seen als Kohlenstoffsenke haben, und ob diese somit zum Klimaschutz beitragen.

4.4.2 Natürliche seeinterne Kalkfällung

Physikalisch-chemische Kalkfällung

Allein durch chemische oder physikalische Änderungen wie der Abnahme des Drucks, die Erwärmung oder die Zufuhr von Säure kann es in hartem Wasser zum „Ausgasen" von CO_2 aus dem Hydrogenkarbonat kommen. Dabei fällt → *Kalk* aus, wodurch sich das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht wiedereinstellt. Da die Löslichkeit von Gasen, nach dem → *Henry-Gesetz* mit steigender Temperatur abnimmt, entweicht CO_2 im Frühsommer allein durch die Erwärmung eines mit → *Karbonaten* gesättigten → *Hartwassersees*, so dass sich winzige → *Kalzitkristalle* bilden, die schließlich absinken (Abb.4.4.1). Auch saurer Regen, der insbesondere in den 1970er und 80er Jahren europaweit eine große Rolle spielte, konnte in karbonatreichen Gewässern zu Ausfällung von → *Kalzit* führen.

Biogene Kalkfällung

Im Vergleich zur physikalisch-chemischen Kalkfällung spielt die sogenannte biologische Entkalkung in harten Gewässern, die durch Wasserpflanzen und Algen erfolgt, eine größere Rolle. Für ihre → *Photosynthese* benötigen diese Organismen CO_2. Dieses entnehmen sie dem in → *Hartwasserseen* reichlich vorhandenen Hydrogenkarbonat, so dass entsprechend des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichts → *Kalk* in winzigen Kristallen ausfällt (→ Abb. 4.4.3 d-e). Vor allem im Spätfrühling und im Frühsommer nimmt die → *Photosynthese*-Leistung stark zu, wenn sich die bayerischen Seen erwärmen und schichten, bzw. wenn die Sonne am höchsten steht und dementsprechend die Lichtverfügbarkeit am größten ist. Damit verbundene Plankton→ *algenblüten* verursachen eine

Pufferung des pH-Werts durch → Kalk

Wird in kalkarmem, weichem Wasser CO_2 für die → *Photosynthese* von Algen und Wasserpflanzen aus dem vorhandenen Hydrogencarbonat (HCO_3^-) entzogen, so werden Hydroxidionen (OH^--Ionen) freigesetzt, die einen Anstieg des → pH-Werts zur Folge haben. Aufgrund des sogenannten „Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichts" bleibt der → pH-Wert in hartem Wasser stabil. Wenn hier CO_2 für die → *Photosynthese* aus dem Hydrogenkarbonat entnommen wird, entsteht Wasser und → *Karbonat*, das wegen der Anwesenheit von Kalziumionen (Ca^{2+}) in Form von → *Kalk* ausfällt. Wenn anderseits z.B. durch saure Niederschläge Protonen (H^+) in diese Gewässer gelangen, werden diese durch das vorhandene Hydrogenkarbonat neutralisiert und der → pH-Wert bleibt ebenfalls neutral.



Abb. 4.4.2
Physikalisch-chemische Kalkfällung im montanen Sieglsee in den Allgäuer Alpen. Durch Grundwasserspeisung ist der See gesättigt an → *Karbonaten* und sehr nährstoffarm, so dass allein die Erwärmung im Sommer zur Kalkfällung und zur Türkisfärbung des Sees führt. Das Sediment des Sees ist hellbeige und besteht dementsprechend fast nur aus → *Seekreide*.

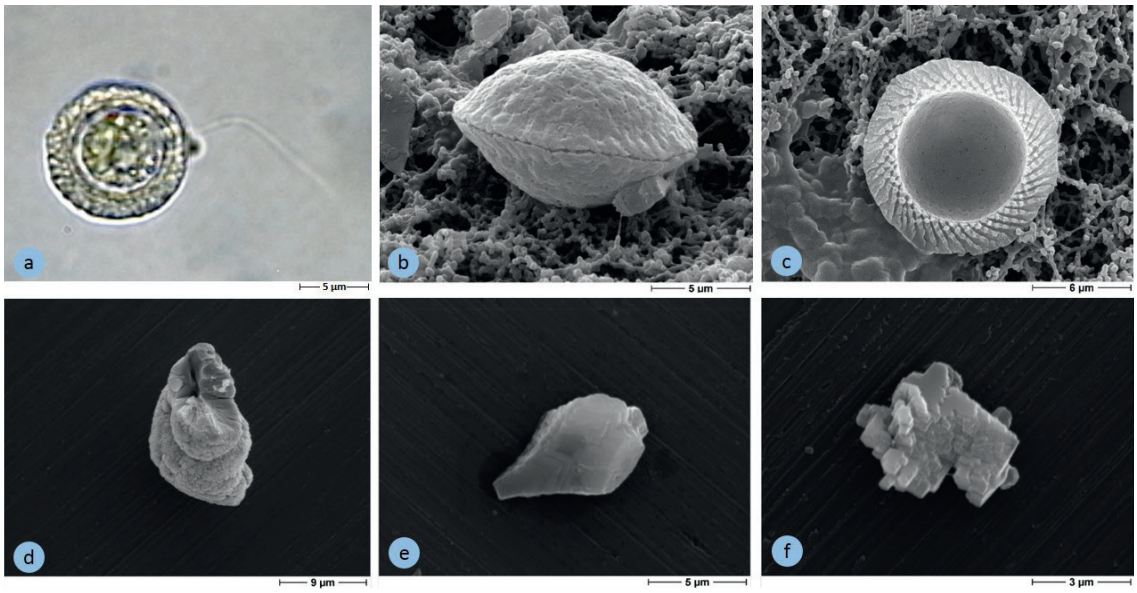


Abb. 4.4.3

Oben *Phacotus lenticularis* (a) im Lichtmikroskop bei 1000-facher Vergrößerung, (b) komplette linsenförmige Kalkschale und (c) Halbschale mit Innenansicht, bei der die regelmäßige Kristallstruktur erkennbar ist im → *Rasterelektronenmikroskop* (REM) bei 2000-facher Vergrößerung, unten verschiedene → *Kalzitkristalle* im REM bei 1000 – 3800-facher Vergrößerung.

intensive → *Kalzit*ausfällung, die die Seen trüb und in kräftigem Türkis erscheinen lässt. Im Angloamerikanischen wird dieser auffällige Effekt als Whitening bezeichnet (→ Abb. 4.4.6). Als sogenannte → *Seekreide* lagert sich der → *Kalk* schließlich am Gewässergrund ab und speichert den enthaltenen klimarelevanten Kohlenstoff.

In diesem Zusammenhang nimmt die einzellige Kalkalge *Phacotus lenticularis* eine ganz besondere Rolle ein. Die nur ca. 10 µm große Grünalge nimmt bereits gebildete Kalkkristalle aus dem Wasser auf und baut um ihre Zelle ein linsenförmiges Kalkgehäuse. Dieses besteht aus zwei Schalenhälften [→ 53], deren Kristallstruktur im → *Rasterelektronenmikroskop (REM)* gut erkennbar ist (→ Abb. 4.4.3 a-c). Nach jeder Zellteilung bildet die Alge neue Schalen und die alten Kalkgehäuse sedimentieren. Auch nach dem Absterben sinken die *Phacotus*-Zellen mit ihren → *Kalzit*-Schalen auf den Grund des Seebodens und tragen damit zur biogenen Kalkfällung in → *Hartwasserseen* bei. In manchen Seen wurde beobachtet, dass in bestimmten Phasen fast die komplette seeinterne Kalkfällung aus *Phacotus*-Schalen besteht [→ 54, → 55].

4.4.3 Bestimmung Kalzitfällung in ausgewählten bayerischen Seen

Um festzustellen, wie viel → *Kalk* in den bayerischen Seen ausgefällt und langfristig in den Sedimenten gebunden wird und welchen Beitrag die Schalen der Kalkalge *Phacotus* dazu leistet, war eine ausgeklügelte Vorgehensweise erforderlich. Dazu galt es einerseits Planktonproben zu entnehmen (→ Abb. 4.4.4), um das Vorkommen von *Phacotus* im Plankton im Verlauf der → *Vegetationsperiode* abzuschätzen. Dabei zeigte sich, dass die Kalkalge erst ab Wassertemperaturen von 15 °C und im Wesentlichen in den oberen 7 m eines Sees gedeiht [→ 56].

Um aufzuzeigen, wie viele der absinkenden *Phacotus*-Schalen am Seegrund ankommen, wurden Freiwassersedimentfallen unterhalb der Schicht, in der *Phacotus* wächst, installiert und zusätzlich mit Hilfe von Forschungstauchern Bodensedimentfallen am Seegrund eingebracht (→ Abb. 4.4.4). Diese Fallen wurden monatlich geleert. Anschließend wurden die Proben mikroskopisch hinsichtlich der Anzahl der *Phacotus*-Schalen ausgewertet und ihr Gesamtkalkgehalt mit Hilfe von → *Infrarot-Spektroskopie* analysiert [→ 57]. Anhand der Auszählungen der *Phacoti* in den Planktonproben konnte auf ihre Dichte im Freiwasser geschlossen werden. Durch die Auszählungen der Kalkalge bzw. ihrer Schalen in den Proben aus den Sedimentfallen konnte abgeschätzt werden, welcher Anteil absinkt und welcher Anteil schließlich am Gewässergrund ankommt, da physikalisch-chemische Prozesse wie eine Rücklösung der Schalen oder Fressfeinde der Algen (→ *Herbivorie*) die am Seegrund ankommende Menge mindern oder zumindest zeitlich verzögern können. Durch eine exakte Vermessung der *Phacotus*-

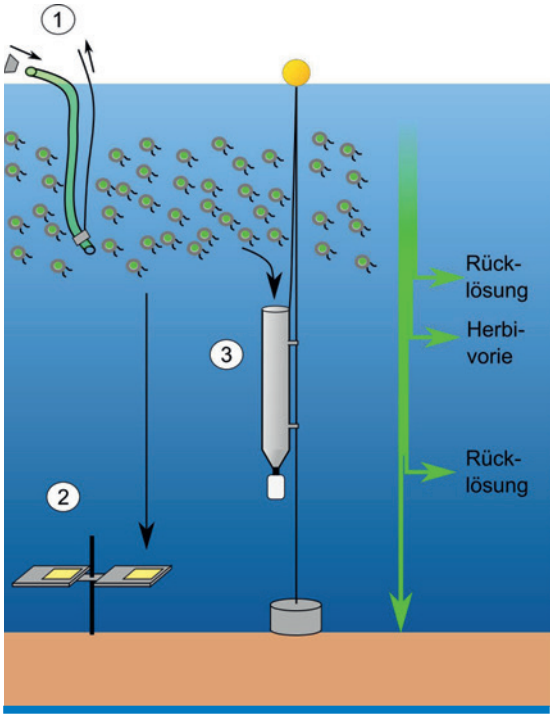


Abb. 4.4.4

Links, Probenahme und rechts, mögliche Prozesse, die der Sedimentation entgegenwirken. (1) Schlauch zur Entnahme der Planktonprobe, (2) Boden-Sedimentfalle und (3) Freiwasser-Sedimentfalle, die an einer am Seegrund verankerten Boje aufgehängt wurde. In der Wassersäule ist eine *Phacotus*-Blüte dargestellt. (Abb. nach [→ 59]).

Schalen am → *Rasterelektronenmikroskop* konnte deren Volumen und, da sie aus reinem → *Kalzit* bestehen, auch der Kalkgehalt der Schalen bestimmt werden [→ 58]. Mit diesem Wert konnte anhand der ermittelten Zählergebnisse errechnet werden, welchen Beitrag die *Phacotus*-Schalen zum Gesamtkalkgehalt in den Bodenfallen leisteten.

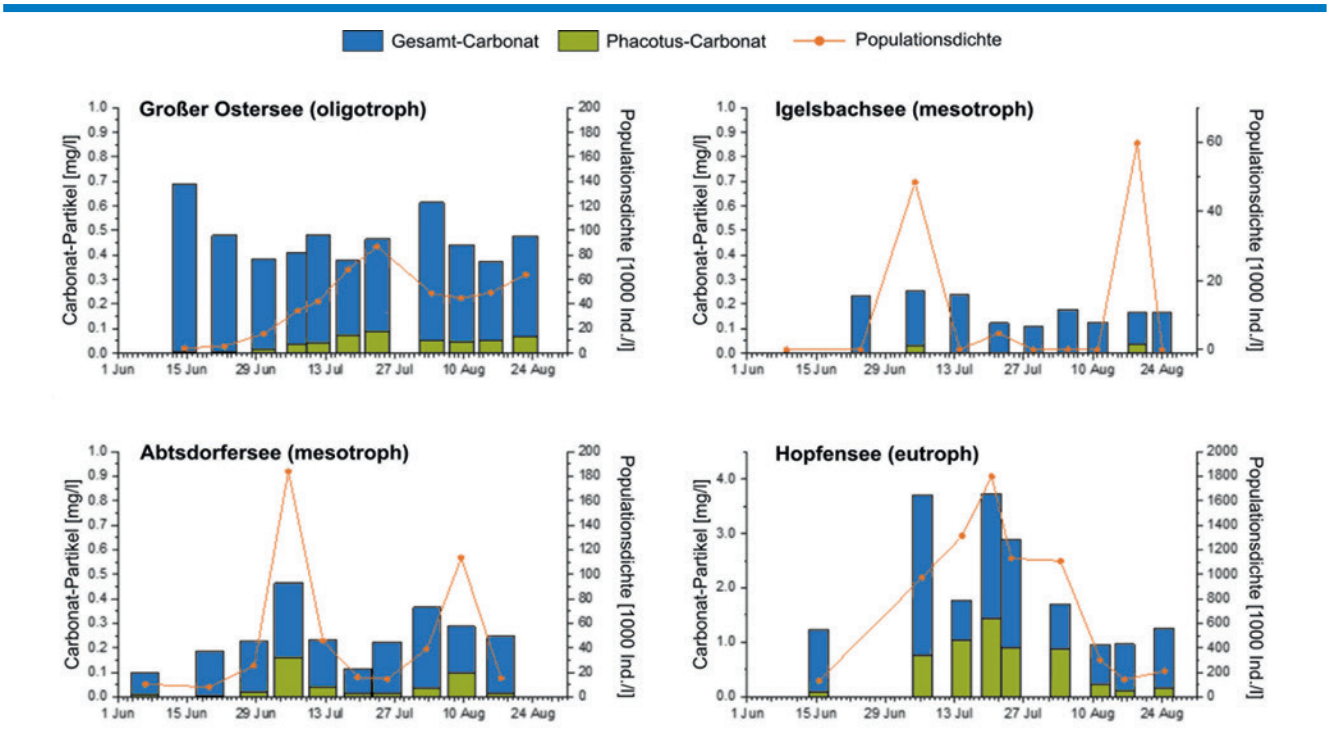
Auf diese Weise wurden im Jahr 2016 ausgewählte bayerische Seen unterschiedlicher → *Trophie* regelmäßig bezüglich des *Phacotus*-Vorkommens und des sedimentierten → *Kalk*s, in dem klimarelevantes CO_2 gespeichert ist, untersucht [→ 60]. Für die detaillierte Studie wurden der Große Ostersee, der Abstdorfer See, der Igelsbachsee und der Hopfensee ausgewählt, also → *Hartwasserseen*, in denen bereits in der Vergangenheit Massenvorkommen der Kalkalge dokumentiert wurden.

Im Freiwasser dieser → *Hartwasserseen* wurden die jeweils größten Populationsdichten *Phacotus lenticularis* zu unterschiedlichen Zeiten nachgewiesen. Im erwärmten Oberflächenwasser des → *eutrophen* Hopfensees erreichte die Kalkalge Ende Juli 2016 bis zu 1,8 Millionen Zellen pro Liter. Zeitgleich wurde auch im → *oligotrophen* Großen Ostersee mit 90.0000 Zellen pro Liter das Maximum festgestellt, während in den beiden → *mesotrophen* Gewässern, dem Abtsdorfer- und dem Igelsbachsee, Anfang Juli und Mitte August die höchsten Zelldichten zu verzeichnen waren [→ Abb. 4.4.5).

In der freien Wassersäule sedimentierten in den ausgewählten bayerischen Seen im Durchschnitt 19 Millionen Schalen pro

Abb. 4.4.5

Phacotus-Dichten und der Beitrag der *Phacotus*-Schalen am gesamten ausgefällten Carbonat im → *Epilimnion* in vier bayerischen Seen im Sommer 2016.



Quadratmeter und Tag. In den Spitzenzeiten wurden stellenweise sogar bis zu 110 Millionen absinkende *Phacotus*-Schalen pro Quadratmeter und Tag bestimmt [→ 59]. Die Kalkschalen sanken im Mittel 2 bis 4 m pro Tag ab und es zeigte sich, dass infolge des Fraßdrucks durch Zooplankton und insbesondere wegen Auflösungserscheinungen nicht alle Kalkschalen den Seegrund erreichen. Dennoch trugen die *Phacotus*-Schalen z.B. im Ostersee im Mittel 6 % und während des Wachstumsmaximums 21 % zum gesamten ausgefällten → *Kalk* bei. Im Hopfensee wurde sogar bis zu 40 % des → *Kalks* in Form von *Phacotus*-Schalen ausgefällt.

Fixierung von klimaschädlichem CO_2 durch Kalzit bzw. durch *Phacotus*-Schalen

Exemplarisch wurde vom Großen Ostersee ein datierter Sedimentkern Schicht für Schicht hinsichtlich seines Gehalts an organischem und anorganischem Kohlenstoff untersucht, wobei letzterer anzeigt, wie viel CO_2 in Form von → *Kalk* gespeichert wurde. Die Datierung des Sedimentkerns und die Kohlenstoffanalysen erfolgten, wie unter 3.5.1 beschrieben wird. Zusätzlich wurde aus jeder Schicht des Kerns die exakt gleiche Menge an Sedimentmaterial entnommen und mikroskopisch hinsichtlich des Vorkommens von *Phacotus*-Schalen untersucht.

Diese Untersuchungen haben gezeigt, dass am Großen Ostersee nahezu alles dauerhaft gebundene CO_2, welches im Sediment am Seegrund gespeichert ist, in Form von → *Kalzitkristallen* vorliegt. In diesem See werden demnach durch physikalisch-chemische und biologische Karbonatfällung rund 1000 t Kalziumkarbonat pro Jahr ausgefällt und damit 412 t pro Jahr weniger CO_2 an die Atmosphäre abgegeben. Die Kalkschalen von *Phacotus lenticularis* spielen im Vergleich dazu jedoch nur eine untergeordnete Rolle. Sie sind im Großen Ostersee durchschnittlich für die Bindung von 240 kg CO_2 pro Jahr verantwortlich [→ 61]. Verglichen mit den Gesamtmengen erscheint dieser Wert gering, dennoch spielt selbst die Fixierung von klimarelvantem CO_2 durch *Phacotus*-Schalen eine beträchtliche Rolle. Zum Zeitpunkt von Blüten der Kalkalge werden bis zu 1,17 g CO_2 pro m^2 und Jahr in Form von Kalziumcarbonat fixiert. Bezogen auf die ganze Fläche des Großen Ostersee von 118 ha entspricht das 1,4 t CO_2 pro Jahr.

In einer bayernweiten Betrachtung wären diese Summen ungleich höher. Unter den 212 derzeit physikalisch-chemisch charakterisierten Seen in Bayern erfüllen 111 die Voraussetzungen für die Besiedelung durch *Phacotus lenticularis*, indem sie in 2 m Tiefe während der → *Vegetationsperiode* über 15 °C erreichen und einen pH-Wert über 7,5 aufweisen [→ 56]. Basierend auf den Daten, die in den ausgewählten Seen erhoben wurden, könnten so allein durch diese Kalkalge in ganz Bayern in nur einem Jahr rund 160 000 t CO_2 dauerhaft fixiert werden [→ 61]. In der Studie wurde jedoch klar herausgearbeitet, dass vor allem die seeinterne Fällung von → *Kalzitkristallen* als Kohlstoffsenke in Seen fungiert, die den → *Treibhauseffekt* durch CO_2 abschwächt.

4.4.5 Bedeutung und Entwicklung natürlicher Kalkfällung

Die bayerischen Seen werden sich mit Fortschreiten des Klimawandels weiter erwärmen, so dass sie sich voraussichtlich früher und länger schichten werden. Durch die länger andauernde → *Sommerstagnation* kann sich das → *Epilimnion* immer stärker erwärmen und weiter in die Tiefe ausdehnen. Infolgedessen wird die Löslichkeit von Gasen zukünftig über einen längeren Zeitraum und in einem größeren Wasservolumen abnehmen. Somit kann allein die Temperaturerhöhung zu einem Anstieg des „Ausgasens" von CO_2 in die Atmosphäre und damit zur Kalkfällung führen.

Viele Planktonalgen werden durch die verlängerten Wachstumsphasen ebenfalls begünstigt, so dass auch die biogene → *Kalkausfällung* zunehmen wird. Insbesondere die wärmeliebende Kalkalge *Phacotus lenticularis* wird von dieser Folge des Klimawandels profitieren, da die für ihre Entwicklung notwendige Temperatur früher überschritten und länger vorherrschen wird. Darüber hinaus werden sich auch derzeit kühlere Seen, z.B. in höheren Lagen, zunehmend für eine Besiedelung durch die Kalkalge eignen.

Ein weiterer Effekt der durch den Klimawandel längeren → *Sommerstagnation*, ist die



Abb. 4.4.6
„Whitening Event", das heißt massive physikalisch-chemische und biogene → *Kalkausfällung*, letztere durch verschiedene Planktonalgen und speziell durch *Phacotus lenticularis* im Großen Ostersee im Juni 2022.

Abnahme des Sauerstoffgehalts im → *Hypolimnion*, so dass schließlich → *anerobe* Verhältnisse zur Nährstoffrücklösung führen. Werden diese in den folgenden → *Herbst-* und → *Frühjahrszirkulationen* im Gewässer verteilt, so düngt sich der See sozusagen selbst. Auch auf diese Weise begünstigt der Klimawandel das Algen- und damit auch das *Phacotus*-Wachstum. Infolgedessen wird auch die biogene Kalkfällung in → *Hartwasserseen* ansteigen. Seen mit türkis-trüben Erscheinungsbild als Ausdruck von biogener → *Kalkausfällung* und als Indiz für das Vorkommen von *Phacotus*-Blüten werden demnach als Folge des Klimawandels künftig öfter und in einer wachsenden Zahl in Bayern zu beobachten sein.

Um die Bedeutung der seeinternen → *Kalkausfällung* als Kohlenstoffsenke in den bayerischen Gewässern unterschiedlicher Härte, Größe und Temperatur einschätzen zu können, sind gezielte weitere Untersuchungen erforderlich.

Die bisherigen Untersuchungen haben gezeigt, dass in Sedimenten erhebliche Mengen an CO_2 in Form von → *Kalk* gebunden und langfristig gespeichert wird. Dabei ist es unerheblich, ob dieser → *Kalk* als → *Phacotus*-Schale oder als → *Kalzitkristall* abgelagert wird. Aufgrund der Ergebnisse kann noch nicht beziffert werden, welchen Beitrag bayerische Seen zur langfristigen Bindung von CO_2 tatsächlich leisten. Eine Aussage darüber ließe sich nur durch systematische Untersuchungen an verschiedenen bayerischen → *Hartwasserseen* treffen.

Eine biogene → *Kalkausfällung* erfolgt nur in erwärmten Gewässern mit pH-Werten im alkalischen Bereich, so dass zunächst recherchiert werden muss, welche Gewässer diesen Kriterien genügen. Um zu überprüfen, welche Mengen an biogenem → *Kalk* diese Seen ausfällen können und damit zur Elimination von klimarelevantem CO_2-beitragen, muss zunächst der Härtegrad der Gewässer ermittelt werden. Im nächsten Schritt können entsprechend der Härtegrade verschiedene Gewässerkategorien gebildet werden. Aus jeder dieser Kategorien muss jeweils ein → *oligotropher*, ein → *mesotropher* und ein → *eutropher* See detailliert untersucht werden. Von jedem dieser Referenzseen müssen regelmäßig die Sedimentationsraten und die Kohlenstofffraktionen der obersten Sedimentschichten bestimmt werden. Aus den Ergebnissen dieser Analysen ließen sich spezifische Raten der Kohlenstoffspeicherung für die definierten Referenzseetypen ableiten und unter Einbeziehung von gewässerspezifischen Parametern, wie z.B. dem Verhältnis von Seefläche zu Seetiefe, auf weitere bayerische Seen übertragen.



5 Klimawandel und Seen

Zukünftige Herausforderungen an die Klimaforschung

Die bisherigen Untersuchungen lieferten wertvolle Erkenntnisse zur Entwicklung von Seen im Klimawandel. Es besteht allerdings nach wie vor großer Forschungsbedarf.

Im Folgenden wird ein breites Spektrum wichtiger Fragestellungen beschrieben, die noch unerforscht sind und in künftigen wissenschaftlichen Untersuchungen aufgegriffen werden sollten. Diese Vorgehensweise würde zusätzliche wertvolle Mosaiksteine zum Verständnis der Anpassungen bayerischer Seen an den Klimawandel liefern und die Ableitung geeigneter Maßnahmen zum nachhaltigen Umgang mit Seen unter Berücksichtigung des globalen Wandels optimieren.

5.1 Entwicklung von Kleinseen und deren Einzugsgebiet im Klimawandel 87
5.2 Benthische Cyanobakterien als Profiteure des Klimawandels 88
5.3 Folgen von Niedrigwasser auf die Organismen im See 89
5.4 Folgen des Klimawandels in Gewässern in den bayerischen Nationalparken 90
5.5 Stadtgewässer und urbanes Klima 91
5.6 Neobiota – Gewinner des Klimawandels 92

5.1 Entwicklung von Kleinseen und deren Einzugsgebiet im Klimawandel

Das bayerische Alpenvorland ist geprägt von Seen. Das Umweltbundesamt (UBA) rief den Alpensee zum Gewässertyp des Jahres 2021 aus [→ 62], wobei damit zwölf natürliche Seen gemeint sind, die eine Fläche über 50 ha besitzen und die fast ausschließlich in Bayern zu finden sind. Die Bewertung der Gewässer nach der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) wie auch die Erforschung der Auswirkungen des Klimawandels konzentrieren sich auf diese großen und bekannten Seen.

Darüber hinaus findet sich im bayerischen Alpenvorland eine Vielzahl an Kleinseen, die ein wesentliches Merkmal der Landschaft sind (→ Abb. 5.1.1). In ihrer Summe haben die Kleinseen die gleiche Bedeutung wie die großen Seen für die bayerische Natur- und Kulturlandschaft. Kleinseen befinden sich ebenso in Naturschutzgebieten wie in landwirtschaftlich extensiv oder intensiv genutzten Regionen. Diese Gewässer unterliegen unterschiedlichen Nutzungen und dienen sowohl der Bevölkerung aus der näheren Umgebung wie auch Urlaubern zur Erholung und zur Freizeitgestaltung. Sowohl ihr Umland als auch die Seen selbst können → *Hotspots der Biodiversität* sein.

Aus diesem Grund sollte auf dem Gewässertyp Kleinsee zukünftig einer der Schwerpunkte der Klimaforschung in aquatischen Systemen liegen. Wegen ihres wesentlich kleineren Volumens reagieren diese Seen besonders sensibel und viel schneller auf Veränderungen, d.h. auch auf den Klimawandel und dessen Folgen. Der Zustand und die Entwicklung der Gewässer sind insbesondere an deren Wasserpflanzeninventar abzulesen, die sich als Indikatoren für Umweltveränderungen bewährt haben. Daher sollte die



Abb. 5.1.1
Froschhauser See bei Murnau.

Unterwasservegetation ausgewählter Kleinseen in Abhängigkeit von der Vegetation und der Nutzung ihres Einzugsgebiets untersucht werden, um die Entwicklung dieser Seen anhand von Klimadaten und anhand von vorhandenen Vergleichserhebungen aus den 1980/90er Jahren aufzuzeigen [→ 39, → 63].

Auf Basis dieser Untersuchungen könnte die Entwicklung bayerischer Kleinseen im Zuge des Klimawandels projiziert und ein zielgerichtetes Gewässermanagement zum Schutz und Erhalt dieser sensiblen aquatischen Ökosysteme entwickelt werden. Da sich die klimawandelbedingten Entwicklungen an Kleinseen schneller vollziehen als an großen Seen und da die Einzugsgebiete von Kleinseen einheitlicher sind, könnten aus der Erforschung der Auswirkungen des Klimawandels auf Kleinseen und deren Umland auch langfristige Entwicklungen an den großen bayerischen Seen abgeleitet werden.

5.2 Benthische Cyanobakterien als Profiteure des Klimawandels

Innerhalb der Gewässer besiedeln Cyanobakterien (Blaualgen) zwei verschiedene Lebensräume. → *Pelagische* Cyanobakterien gedeihen in der Freiwasserzone und können im Fall von Massenvorkommen oberflächliche → *Algenblüten* bilden. → *Benthische* Cyanobakterien sind im → *Aufwuchs*, das heißt im Biofilm, enthalten, der sich unter Wasser auf jedem Substrat bildet. → *Aufwuchs* findet sich immer auf Steinen und auf Feinsediment am Gewässergrund, auf Wasserpflanzen, auf Holz von Steganlagen und auf der Unterseite von Booten (→ Abb. 5.2.1). In beiden Lebensräumen gibt es Cyanobakterienarten, die hochgiftige Toxine produzieren und daher für Menschen und Tiere gefährlich werden können. Über die toxinbildenden Arten des Freiwassers ist schon vergleichsweise viel bekannt und ihr Vorkommen wird bei der regelmäßigen staatlichen Untersuchung von Gewässern überwacht [→ 64].

Es können jedoch auch viele Vertreter → *benthischer* Cyanobakterien hochgiftige Substanzen in ein Gewässer abgeben. Wenn diese Arten Massenvorkommen ausbilden, können sich die Cyanobakterienmatten vom Gewässergrund ablösen und als Ansammlungen an der Gewässeroberfläche treiben (→ Abb.5.2.2). In diesem Fall kann wegen der potenziell hohen Toxinkonzentrationen auf kleinem Raum eine hohe Vergiftungsgefahr bestehen. Besonders gefährlich ist dabei eine Aufnahme über den Mund, so dass Kleinkinder und Hunde aufgrund ihrer Verhaltensweisen gefährdet sind. Über die Verbreitung toxischer → *benthischer* Cyanobakterien ist jedoch bislang wenig bekannt. Sie erregen allerdings zunehmende Aufmerksamkeit, da sie in den letzten Jahren vermehrt für mitunter tödliche Vergiftungsfälle verantwortlich waren. Massenvorkommen der toxinproduzierenden Cyanobakteriengattung *Tychonema*



Abb. 5.2.1
Cyanobakterien-→ aufwuchs auf Steinen.

wurden in Bayern 2019 im Zusammenhang mit vergifteten Hunden am Mandichosee aufgedeckt. Auch in den Folgejahren wurde *Tychonema* regelmäßig in den Lechstauseen angetroffen [→ 65, → 66].

Das vermehrte Vorkommen → *benthischer* Cyanobakterien bei niedrigen Wasserständen und erhöhten Wassertemperaturen weist darauf hin, dass der Klimawandel für die zunehmende Bedeutung dieser Organismengruppe verantwortlich ist. Es ist daher von großer Bedeutung, die genauen Bedingungen für das Auftreten → *benthischer* toxischer Cyanobakterien zu erforschen. Eine große Rolle kommt dabei längeren Hitze- und Dürreperioden zu, die zu vermehrten Nährstoffeinträgen und zur Erwärmung aller Gewässer führen und die in Fließgewässern geringere Strömungen zur Folge haben, so dass sich auch dort → *benthische* Algenmatten bilden können. Bisher gibt es kein systematisches Verfahren zur Frühwarnung, da → *benthische* Cyanobakterienvorkommen im herkömmlichen Monitoring nicht erfasst werden. Aufgrund der zu erwartenden Zunahme der → *benthischen* Cyanobakterien in bayerischen Seen, ist es wichtig, geeignete standardisierte Nachweisverfahren zu entwickeln.

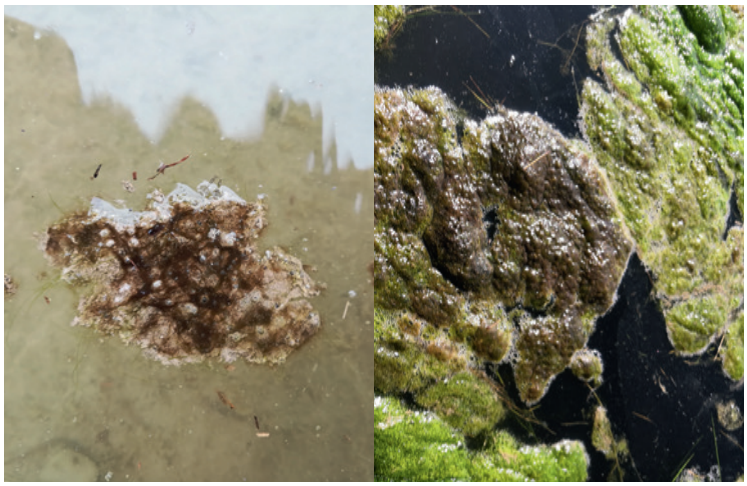


Abb. 5.2.2
An der Wasseroberfläche treibende Cyanobakterienmatten.

5.3 Folgen von Niedrigwasser auf die Organismen im See

Im Jahr 2018 waren die Niederschlagsmengen um rund 20 % und im Jahr 2019 um 9 % geringer als im langjährigen Mittel der Jahre 1971 bis 2000 [→ 67]. Seit 2011 fielen fast alle Jahre zu trocken aus. Das führt zunehmend häufiger zu Niedrigwassersituationen in den großen bayerischen Seen südlich der Donau, da deren Zuflüsse weniger Wasser führen und die Grundwasserstände absanken. Anhaltende Niederschläge im Mai und Juni 2021 haben zwar zu einer leichten Erholung der Grundwasserstände geführt. Es wären jedoch mehrere regenreiche Frühsommer in Folge notwendig, um die Grundwasserdefizite wieder auszugleichen. Auch das Jahr 2022 war bis jetzt wieder zu niederschlagsarm. Durch ihre Alpenzuflüsse erholen sich viele große bayerische Seen gegenwärtig noch von zeitweise zu niedrigen Wasserständen, so zum Beispiel der Chiemsee, dem die Tiroler Ache zufließt. Der Starnberger See, der nahezu ausschließlich durch den Zufluss von Grundwasser aus den Osterseen und eigene Grundwasserquellen gespeist wird, ist im Sommer zunehmend von Niedrigwasser betroffen.

Röhricht- und Wasserpflanzen

Bisher standen die Hochwasser, die im Zuge des Klimawandels häufiger auftreten, im Fokus der Röhrichtforschung an bayerischen Seen. Es konnte eindeutig gezeigt werden, dass die zunehmenden Starkregenereignisse und die folgenden Überflutungen zu einem Rückgang der Wasserschilfbestände an allen großen bayerischen Seen geführt haben. Die Auswirkungen der ebenfalls zunehmenden Niedrigwasserstände auf die Röhrichtzone wurden dagegen bislang nicht beachtet und systematisch untersucht (→ Abb. 5.3.1 links). Speziell in den Flachwasserzonen der Seen stehen Wasserschilfbestände zum Teil über sehr lange Zeiträume im Trockenen, und es ist nicht bekannt, wie lange das Wasserschilf diesen Zustand ohne irreversible Schäden überstehen kann. Gleichzeitig könnten über längere Zeiten trockengefallene Flachwasserzonen auch die Möglichkeit bieten, dass sich eine Vielzahl von überflutungstoleranten Pflanzen in und vor Wasserschilfbeständen ansiedeln. Es stellt sich daher die Frage, ob sich diese neuen Arten in

der Röhrichtzone etablieren und langfristig im Bereich des Wasserschilfs behaupten können und damit diese Standorte sogar aufwerten könnten. Unklar ist bisher auch, bis zu welchem Grad die Wasserpflanzen in Flachwasserbereichen von Seen das Trockenfallen ihres Lebensraums langfristig überdauern können.

Fische und Muscheln

Auch den Auswirkungen von niedrigen Wasserständen auf Gewässertiere sollte sich die Klimaforschung in Zukunft widmen. Durch sinkende Wasserspiegel wird der Lebensraum von Fischen erheblich kleiner. Sie können zwar aktiv ausweichen und wie die Seeforelle beispielsweise in Seezuflüsse einwandern. Gleichwohl ändert das nichts an der Tatsache, dass den Fischen bei Niedrigwasser deutlich weniger Raum im Gewässer zur Verfügung steht. Fischarten, die an Wasserpflanzen ablaichen, geraten zusätzlich durch trockengefallene Makrophytenbestände in Bedrängnis, da ihr Bruterfolg ausbleibt. Auch die in Flachwasserbereichen fest auf dem Untergrund siedelnden Muscheln können bei sinkendem Wasserstand nur bedingt in tiefere Gewässerzonen ausweichen, und es stellt sich die Frage, wie sich diese Verluste auf den gesamten Muschelbestand von Seen auswirken (→ Abb. 5.3.1 rechts).



Abb. 5.3.1
Links, Wasserschilf; rechts, Muschel durch niedrigen Wasserstand trockengefallen.

5.4 Folgen des Klimawandels in Gewässern in den bayerischen Nationalparken

Von den Folgen des Klimawandels sind die Regionen in höheren Lagen bzw. im Hochgebirge am stärksten betroffen, also die Mittelgebirge und die Alpen. Dort wird bis ins Jahr 2100 eine mittlere Temperaturerhöhung von 2,5 °C vorhergesagt. Dieser Wert liegt rund 1–1,5 °C über der Erwärmung, die für das übrige Bayern prognostiziert wird [→ 8]. Die Gebirgstypen als prägende Landschaftsformen Bayerns werden in den Nationalparken Berchtesgaden und Bayerischer Wald abgebildet. In den Kernzonen dieser Schutzgebiete laufen ökologische Prozesse weitgehend unbeeinflusst vom Menschen ab. Der Klimawandel macht allerdings an den Grenzen der bayerischen Nationalparks nicht Halt. Seine jeweiligen Auswirkungen auf Gewässer unterschiedlicher Höhenlage, Sonnenexposition und Bewaldung im Umland können daher in diesen Gebieten vollkommen unabhängig von den Folgen menschlicher Landnutzungsformen studiert werden. Die Ergebnisse von jahrzehntelanger Forschung und von aktuell laufenden Studien in beiden Nationalparks bilden eine einmalige Grundlage, um die Lebensgemeinschaften von Quellen, Bächen und Seen (→ Abb. 5.4.1) sowie ihre jeweiligen Reaktionen auf den Klimawandel zu studieren und die gewonnenen Erkenntnisse auf vergleichbare Standorte außerhalb der Nationalparks zu übertragen.



Abb. 5.4.1

Gewässer im Nationalpark Berchtesgaden: Links, Quelle an der Ochsenhüttenalm; Mitte, Wimbach; rechts, Grünsee.

5.5 Stadtgewässer und urbanes Klima

Die Folgen des Klimawandels wirken sich in Städten deutlich stärker aus als im Umland, was auf den Einfluss von Versiegelung und Bebauung sowie auf Industrie und Verkehr zurückzuführen ist. Das Stadtklima ist daher neben der Luftverschmutzung durch erhöhte Luft- und Oberflächentemperaturen und durch veränderte Wind- und Niederschlagsverhältnisse gekennzeichnet. Zum besonderen Problem für die Lebensqualität und die Gesundheit wird das Stadtklima vor allem an heißen und sehr trockenen Sommertagen, die mit Voranschreiten des Klimawandels zahlreicher auftreten werden. Im Rahmen der Initiative „Stadt.Klima.Natur“ des Bayerischen Umweltministeriums werden Strategien entwickelt, um Klimaschutz und Klimaanpassung im Städtebau umzusetzen [→ 68, → 69]. Dazu werden bereits an der Technischen Universität München im „Zentrum für Stadtnatur und Klimaanpassung“ Maßnahmen entwickelt und umgesetzt, durch die das Stadtklima in vielfältiger Weise maßgeblich verbessert werden kann. Besonders erwähnenswert sind in diesem Zusammenhang die Erhöhung des Anteils an Grünflächen und des Baumbestands.

Viele bayerische Städte sind an Flüssen entstanden, die an heißen Sommertagen kühlende Oasen darstellen können. Darüber hinaus befinden sich in den Stadtgebieten eine Vielzahl größerer und kleinerer zumeist künstlicher Seen, deren Funktion und Potenzial zur Verbesserung des Stadtklimas bislang nicht erforscht ist. Als Beispiele sind hier u.a. die innerstädtischen Badeseen und der Olympiasee in München (→ Abb. 5.5.1) sowie



Abb. 5.5.1

Links, Lerchenauer See (Münchner Badesee), rechts, Olympia See.



Abb. 5.3.1

Campeon-Teiche mit 6,8 ha Wasserflächen auf dem Gelände von Infineon südlich von München.

die Dutzenteiche in Nürnberg zu nennen. In diesem Zusammenhang sind auch die Campeon-Teiche (→ Abb. 5.5.2) zu erwähnen. Sie befinden sich südlich von München im Hachinger Tal in den freigehaltenen Flächen, die zur Versorgung der inneren Stadtbezirke mit zirkulierender Luft dienen. Die Untersuchung der Bedeutung dieser städtischen Gewässer für das Stadtklima und ihre Entwicklung im Sinne des Klimaschutzes und der Klimaanpassung in Städten sollte daher in der künftigen bayerischen Klimaforschung aufgegriffen werden.

5.6 Neobiota – Gewinner des Klimawandels

Gebietsfremde Arten können durch den menschlichen Einfluss beabsichtigt wie unbeabsichtigt in andere Regionen gelangen oder dort durch Evolution entstehen, wenn eingeschleppte gebietsfremde Arten an der Bildung neuer Arten beteiligt sind. Die Einführung von Tieren und Pflanzen in fremde Areale ist eng mit der menschlichen Geschichte, speziell der Kulturgeschichte verbunden. Sie wurde durch die räumliche Ausdehnung und die Intensität des Handels, aber auch durch Forschungsreisen geprägt.

Auf diese Weise gelangten bereits sehr früh Arten nach Mitteleuropa. Sie werden, wenn die Einwanderung vor 1492 erfolgte, als → *Archäobiota* bezeichnet und gelten inzwischen als etabliert. Die Entdeckung Amerikas im Jahr 1492 markiert den Beginn der neuzeitlichen Kolonisierungsaktivitäten. Damals setzte die Globalisierung des Handels und die wissenschaftliche Erforschung der Neuen Welt ein, so dass die Zahl absichtlich oder zufällig in Mitteleuropa eingeführter Arten exponentiell anstieg [→ 70]. Ab diesem Zeitpunkt werden die eingeschleppten, nicht-heimischen Arten als → *Neobiota* bezeichnet. Dazu zählen fremde Pflanzen und Tiere aber auch Pilze und Bakterien. Diese können entweder als unbeständige Arten, nur gelegentlich und zerstreut auftreten oder als etablierte Arten, die sich über mehrere Generationen über eine lange Zeit ohne das Zutun des Menschen vermehren.

Gebietsfremde Arten können diverse ökologische oder ökonomische Schäden auslösen. Im Sinne des Naturschutzes gelten → *Neo-*

biota als → *invasiv*, wenn sie Auswirkungen auf andere Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope haben, indem sie heimische Arten in der Konkurrenz um Lebensraum und Ressourcen verdrängen [→ 36]. Nach Hussner [→ 37] kommen beispielsweise in Deutschland 24 neophytische Wasserpflanzen vor, von denen 16 Arten als etabliert gelten und die bereits 8 % der Pflanzenwelt unter Wasser ausmachen. Drei Viertel der etablierten aquatischen → *Neophyten* sind → *invasiv* [→ 36]. Dazu gehört beispielsweise die Grundnessel (*Hydrilla verticillata*) (→ Abb. 5.6.1 oben). Auch zahlreiche → *invasive* → *Neozoen* haben sich in den heimischen Gewässern ausgebreitet. Dazu gehören einigen Fischarten, wie z.B. der Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*) (→ Abb. 5.6.1. Mitte) oder der Blaubandbärbling (*Pseudorasbora parva*) aber auch der aus Nordamerika stammende Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*). Die Mehrzahl der → *invasiven* → *Neozoen* in den Gewässern ist jedoch klein und unscheinbar. Es sind Garnelen, Muscheln und Planktontiere, die sich oft massenhaft entwickeln.

Der Klimawandel wirkt sich auf alle Arten in den Seen aus. → *Neobiota* kommen allerdings häufig besser mit den veränderten klimatischen Bedingungen zurecht, da sie oft über eine hohe Anpassungsfähigkeit und ein großes Ausbreitungspotenzial verfügen. Sie haben daher einen Konkurrenzvorteil gegenüber vielen einheimischen Arten, so dass sie zu den Gewinnern des Klimawandels werden könnten. Zusätzlich sind die meisten bei uns vorkommenden → *Neobiota* wärmeliebend – ein wärmeres Klima kommt ihren Ansprüchen folglich entgegen. Dass sich viele bayerische Seen inzwischen deutlich erwärmt haben, konnte bereits gezeigt werden (vgl. Kapitel 4.2.4). In diesen Seen kann sich beispielsweise die unscheinbare und für den Menschen ungefährliche Süßwasserqualle (*Craspedacusta sowerbii*) (→ Abb. 5.6.1 unten) ausbreiten. In Gewässern mit erhöhten mittleren Temperaturen, können sich viele schon etablierte → *Neobiota* noch stärker ausbreiten. Infolge des Klimawandels können unbeständig auftretende gebietsfremde Arten langfristig eher eigenständige Populationen aufbauen und neue fremde Arten einwandern. Dadurch werden das ökologische Gleichgewicht und die Wechselwirkungen innerhalb der Nahrungsnetze in Seen empfindlich gestört. Aus diesem Grund sollte sich die bayerische Klimaforschung der systematischen Erforschung des Vorkommens aquatischer → *Neobionten* und ihrer Auswirkung auf das Ökosystem See widmen.

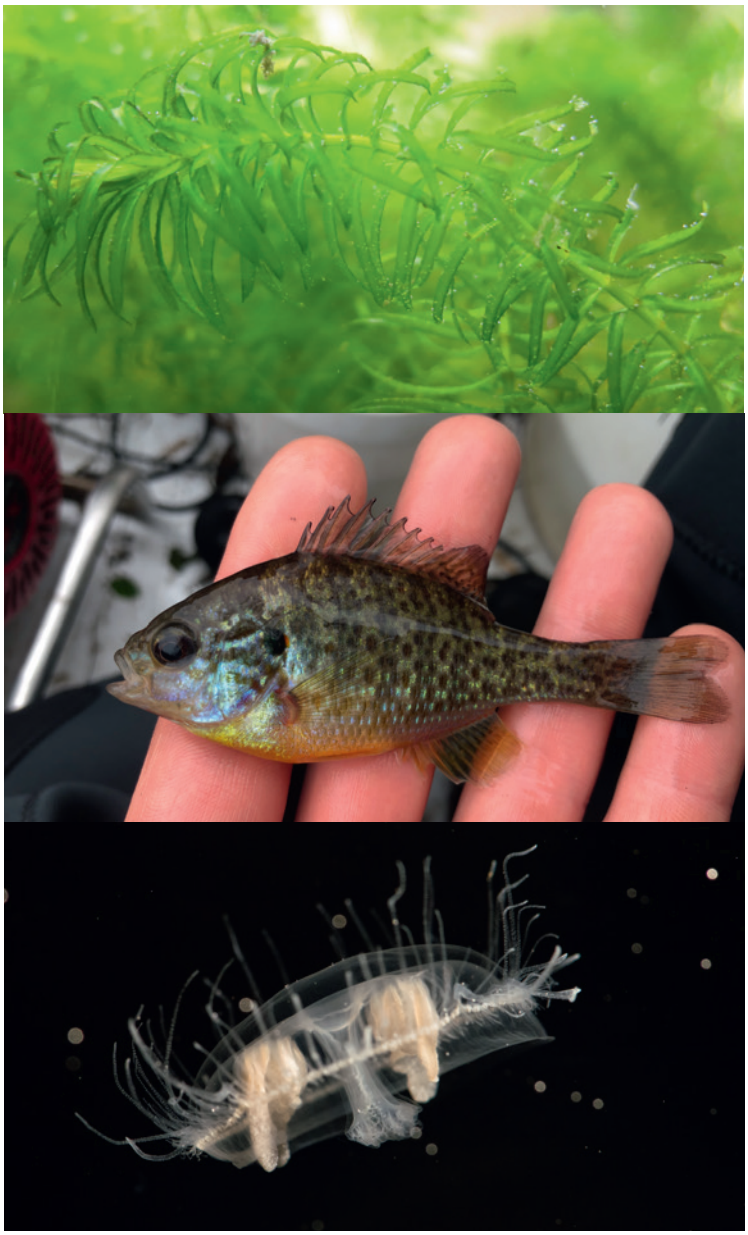


Abb. 5.6.1

→ *Neobiota* in bayerischen Seen: Oben, Grundnessel (*Hydrilla verticillata*), Mitte, Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*), unten, Süßwasserqualle (*Craspedacusta sowerbii*).



6 Glossar

A

AERENCHYM (Durchlüftungsgewebe)
: Pflanzengewebe mit weiten Hohlräumen zwischen den Zellen, dient bei Sumpf- und Wasserpflanzen der Gasversorgung von unter Wasser befindlichen Pflanzenorganen.

ALBEDO
: Maß für das Rückstrahlvermögen von reflektierenden, also nicht selbst leuchtenden Oberflächen. Je heller die Oberfläche, desto mehr Strahlung (z.B. Sonneneinstrahlung) wird reflektiert.

ALGENBLÜTEN
: Massenentwicklungen von → PHYTOPLANKTON (Algen, Cyanobakterien) in einem Gewässer.

ALGENWATTEN
: fädige Algen, die in nährstoffreichen (→ EUTROPHEN) Seen als polsterartige Ansammlungen an die Wasseroberfläche treiben.

ALPINE MATTEN
: Vegetation der alpinen Höhenstufe, überwiegend niedriger Bewuchs aus Gräsern, Zwergsträuchern und Polsterpflanzen.

ANAEROB
: Milieu ohne freien oder gebundenen Sauerstoff. Anaerobe Lebewesen sind also solche, die ohne Sauerstoff überleben können.

ARCHÄOBIOTA
: gebietsfremde Arten, die nicht von Natur aus ein Gebiet besiedeln, sondern dorthin vor dem Jahr 1492 – der Entdeckung Amerikas – direkt oder indirekt durch den Menschen gebracht wurden.

AUFWUCHS
: auf verschiedenen Substraten (Steinen, Sandkörnern, Schlamm, Wasserpflanzen, Ästen) festsitzende, mikroskopisch kleine Organismengesellschaften.

AUFWUCHS-KIESELALGEN → DIATOMEEN

AUTOTROPHIE
: Fähigkeit von Lebewesen, ihre Bestandteile unter Energieaufwand ausschließlich aus anorganischen Stoffen aufzubauen.

B

BAKTERIOPLANKTON
: im Freiwasser eines Sees schwebende oder mit den Wasserbewegungen passiv treibende Bakterien.

BELASTUNG
: negativer Einfluss auf Gewässer durch menschliche Aktivitäten, z.B. der Eintrag düngender Stoffe (v.a. Phosphor und Stickstoff) oder der Bau von Staudämmen.

C

CHLOROPHYLL
grüne (griech. *chloros*), natürliche Farbstoffe, die zur → PHOTOSYNTHESE dienen.

CHLOROPLASTEN
Organelle in der Zelle, in denen das → CHLOROPHYLL für die →PHOTOSYNTHESE gebildet wird.

CYAN
Farbton im Übergang von Grün zu Blau.

CYANOBAKTERIENBLÜTEN
massenhafte Vermehrung von Cyanobakterien in einem Gewässer.

CHROMATOGRAPHIE
physikalisches Verfahren, das Stoffgemische in die Einzelbestandteile auftrennt.

D

DIATOMEEN (= Kieselalgen)
mikroskopisch kleine, einzellige Algen mit einer zweiteiligen Schale aus Kieselsäure; weit verbreitet in fast jedem Gewässer und an feuchten Standorten; schweben als Plankton im Wasser (→ PLANKTISCHE DIATOMEEN) oder siedeln auf allen Substarten am Gewässergrund (→ AUFWUCHS-DIATOMEEN). Viele Diatomeenarten eigenen sich sehr gut als → INDIKATOR für die Nährstoffkonzentrationen, den pH-Wert oder den Salzgehalt.

DIMIKTISCH (griech. *di* = zwei, *miktos* = gemischt)
See, bei dem zwei Mal im Jahr die gesamte Wassermasse durchmischt wird.

DOLINE / DOLINENSEE
trichterförmige Einsenkung von meist rundem oder elliptischem Grundriss, die durch Auflösung von Kalkstein im Untergrund entstanden ist; See, der sich in einer → DOLINE gebildet hat.

DURCHFLUSSZYTOMETER
ermöglicht das Zählen von Zellen, die in hoher Geschwindigkeit einzeln an einer elektrischen Spannung oder einem Lichtstrahl vorbeifließen. Je nach Form, Struktur und/oder Färbung der Zellen werden unterschiedliche Zellen erfasst.

E

EMERSE
Wasserpflanzen wurzeln bis 1 m unter der Wasseroberfläche im Sediment eines Sees und wachsen ganz oder teilweise über die Wasseroberfläche hinaus.

ENDOSYMBIONTEN-THEORIE
besagt, dass Zellen mit Zellorganellen durch eine Symbiose mit Bakterien entstanden sind, die von einem Einzeller aufgenommen wurden. Dadurch wurden die Bakterien zu Symbionten in der Wirtszelle (Endosymbionten), die sich später zu Zellorganellen entwickelt haben.

EPILIMNION
erwärmte Oberflächenschicht eines Sees während der sommerlichen Temperaturschichtung.

EPIPHYTISCHE ARTEN / EPIPHYTEN
auf pflanzlichem Substrat (filamentöse Algen oder Wasserpflanzen) lebende Mikro-Algen.

EUTROPHIERUNG
Anstieg der Primärproduktion durch den Eintrag von Nährstoffen.

F

FRÜHJAHRSZIRKULATION
windgetriebene Umwälzung eines Sees von der Oberfläche bis zur Tiefe im Frühjahr, wenn der Wasserkörper eine einheitliche Temperatur besitzt.

G

GEFÄSSPFLANZEN
bestehen aus Wurzel, Sprossachse und Blättern und besitzen spezielle Leitbündel, in denen sie Nährstoffe und Wasser transportieren können.

GRUNDMORÄNE
an der Gletscherbasis abgelagertes, meist fein zerriebenes Material; wasserstauend.

H

HALBWERTSZEIT
Zeitspanne beim radioaktiven Zerfall, in der sich die Anzahl der radioaktiven Ausgangs-Atomkerne halbiert hat.

HARTWASSERSEEN
Seen, deren Wasser hohe Gehalte an Kalzium- und Magnesiumverbindungen aufweist.

HENRY-GESETZ
besagt, dass die Löslichkeit eines Gases in Wasser mit steigender Temperatur und sinkendem Druck abnimmt.

HERBIVOR / HERBIVORIE
pflanzenfressend, im Gewässer Cyanobakterien, Algen und Wasserpflanzen.

HERBSTZIRKULATION
: windgetriebene Umwälzung eines Sees von der Oberfläche bis zur Tiefe im Herbst, wenn der Wasserkörper eine einheitliche Temperatur besitzt.

HETEROCYSTEN
: sind spezialisierte Zellen fädiger Cyanobakterien, in denen die Fixierung und damit die Bereitstellung von Luftstickstoff für den Stoffwechsel durch das Enzym Nitrogenase stattfindet.

HETEROTROPH
: Ernährungsweise, bei der körpereigene Substanz durch die Aufnahme organischer Kohlenstoffverbindungen aufgebaut wird.

HOLOMIXIS
: vollständige, bis zum Grund des Sees reichende Durchmischung eines Sees.

HOTSPOT DER BIODIVERSITÄT
: Regionen, in denen eine hohe Zahl vorkommender Pflanzen- und Tierarten beheimatet ist.

HPLC (engl. *High-Performance-Liquid-Chromatography*); Hochleistungsflüssigkeitschromatographie. Biochemische Methode zur Analyse, Trennung oder Aufreinigung von Substanzen.

HUMINSTOFFE
: organische Verbindungen des Humusbodens; meist dunkel gefärbt; entstehen beim mikrobiellen Abbau abgestorbener Organismen; können in die Gewässer eingewaschen werden.

HYPOLIMNION
: kaltes Tiefenwasser eines Sees, befindet sich unterhalb der thermischen → SPRUNGSCHICHT, in der die Temperatur stark abnimmt.

I

INFRAROT-SPEKTROSKOPIE
: Analyseverfahren zur qualitativen und quantitativen Bestimmung einer Probe durch die Untersuchung ihrer Wechselwirkung mit elektromagnetischer Strahlung aus dem infraroten Bereich.

INDIKATORARTEN
: Organismen mit ausgeprägten Lebensraumansprüchen, die durch ihr Auftreten oder Verschwinden Veränderungen ihrer Umweltbedingungen anzeigen.

INVASIVE Arten
: sind nicht heimische Tier- (→ NEOZOEN) und Pflanzenarten (→ NEOPHYTEN), die Massenvorkommen ausbilden.

ISOTOPE
: Atome eines Elements mit gleicher Anzahl an Protonen und Elektronen und unterschiedlicher Anzahl an Neutronen und daher einer unterschiedlichen Masse. Instabile Isotope zerfallen durch die Abgabe radioaktiver Strahlung; stabile Isotope verändern sich nicht; durch Analyse der Isotopenverhältnisse stabiler Isotope können Stoffwechselwege und Umsetzungsprozesse aufgeklärt sowie die Herkunft von Stoffen aufgezeigt werden.

ISOTOPENSIGNATUR
: beispielsweise $\delta\ ^{13}C$, also das Verhältnis der beiden Isotope des Kohlenstoffs ^{12}C und ^{13}C verglichen mit einer weltweit akzeptierten Standardsubstanz.

K

KALK
: chemisches oder biochemisches Sedimentgestein; besteht v.a. aus → KALZIT.

KALZIT
: meist farbloses, milchig-weißes, durchscheinendes Mineral mit der chemischen Zusammensetzung $CaCO_3$.

KALZITKRISTALLE
: Kristalle aus → KALZIT.

KAR / KARMULDE / KARSEE
: nischenartige Hohlform in Gebirgshängen mit steilen Rück- und Seitenwänden, bei Wasserfüllung spricht man von einem Karsee.

KARBONATE
: sind anorganische Salze der Kohlensäure [H_2CO_3], z.B. Hydrogenkarbonat [HCO_3^-], → KALK [$CaCO_3$] oder Dolomit [$CaMg\ (CO_3)_2$].

KIPPPUNKT
: Schwellenwert, an dem relativ kleine Störungen zu plötzlichen, manchmal unumkehrbaren und katastrophalen Veränderungen in der Ordnung eines Systems führen können.

KIESELALGEN → DIATOMEEN

KÜNSTLICHE INTELLIGENZ
: Technologien, die Maschinen die Imitation menschlicher Fähigkeiten wie logisches Denken, Analysieren, Planen, Entscheiden und Handeln ermöglichen.

L

LIEBIG'SCHES GESETZ
: auch Minimumgesetz, das Wachstum von Pflanzen wird durch die im Verhältnis knappste Ressource eingeschränkt.



LITORAL
der Bereich eines Sees, in dem das Licht für die Entwicklung von Wasserpflanzen und → AUFWUCHSalgen am Gewässergrund ausreicht.

LOGISTISCHES REGRESSIONSMODELL
statistisches Analyseverfahren, das angewendet wird, wenn die abhängige Variable nur eine bestimmte Anzahl von möglichen Werten annehmen kann.

M

MACHINE-LEARNING
Teilgebiet der → KÜNSTLICHEN INTELLIGENZ, das technische Systeme wie Computer in die Lage versetzt, automatisch aus Erfahrungen zu lernen. Anhand von Trainingsdaten lernt das System, auch unbekannte Daten richtig interpretieren und auswerten zu können.

MAKROPHYTEN
höhere Wasserpflanzen und Armleuchteralgen.

MEROMIXIE
während der Durchmischung eines Sees im Frühjahr und im Herbst wird nicht der gesamte Wasserkörper erfasst.
Der untere Teil des Tiefenwassers eines Sees wird nicht durchmischt und bleibt daher sauerstofffrei.

MEROMIKTISCH → MEROMIXIE

MESOTROPH
mittlere Intensität pflanzlicher Produktion (→TROPHIE), die zwischen → OLIGOTROPHEM und → EUTROPHEM Zustand liegt. Die Trophie hängt vom Nährstoffgehalt, im See insbesondere vom Phosphorgehalt ab, der im mesotrophen See zwischen 10 und 30 µg pro Liter liegt.

METALIMNION
(= thermische → SPRUNGSCHICHT)
Tiefenbereich mit der stärksten Temperaturänderung in einem geschichteten Gewässer. Dieser liegt zwischen dem einheitlich erwärmten Oberflächenwasser (→ EPILIMNION) und dem kalten Tiefenwasser (→ HYPOLIMNION).

MIKROKLIMA
ein Klima, das in einem kleineren, gut definierbaren Bereich herrscht.

MONOMIKTISCH
See wird einmal im Jahr durchmischt.

N

NEOBIOTA / NEOPHYTEN / NEOZOEN
gebietsfremde Arten/Pflanzen/Tiere, die bewusst oder unbewusst vom Menschen nach dem Jahr 1492 (Entdeckung Amerikas) in Gebiete eingeführt wurden, in denen sie natürlicherweise nicht vorkamen.

NEXT GENERATION SEQUENCING
ist eine Methode, die eine schnelle Sequenzierung der Basenpaare in DNA- oder RNA-Proben ermöglicht.

Ö

ÖKOLOGISCHE NISCHE
bezeichnet die Gesamtheit der Beziehungen zwischen einer Art und ihrer Umwelt, wobei biotische Faktoren (andere Organismen) und abiotische Faktoren (physikalische Faktoren wie Temperatur, Sonneneinstrahlung etc.) berücksichtigt werden.

ÖKOSYSTEM
besteht aus einer Lebensgemeinschaft von Organismen mehrerer Arten und ihrer unbelebten Umwelt.

ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN
Beiträge, die → ÖKOSYSTEME zum menschlichen Wohlbefinden leisten.

OLIGOTROPH
geringe Intensität pflanzlicher Produktion (→TROPHIE). Die →TROPHIE hängt vom Nährstoffgehalt im See, insbesondere vom Phosphorgehalt ab, der im oligotrophen See unter 10 µg pro Liter liegt.

OROGRAFISCHE HINDERNISSE
Gebirgszüge oder Bergketten.

P

PERMAFROST
Untergrund, dessen Temperatur für mindestens zwei Jahre ununterbrochen unter 0 °C liegt.

PHOSPHATFALLE
bei sauerstoffreichen Bedingungen geht Phosphat mit dem im Tiefenwasser und im Oberflächensediment vorkommendem Eisenhydroxid eine unlösliche Verbindung ein. Ohne Sauerstoff kommt es zur Rücklösung von Phosphat ins Wasser, was zur → EUTROPHIERUNG eines Sees beiträgt.

PHOTOAUTOTROPH
Eigenschaft von Pflanzen und Cyanobakterien, mit Hilfe von vorrangig grünen → PIGMENTEN (Chorophyll), Lichtenergie, Kohlendioxid und Wasser eigene Biomasse aufzubauen.

PHOTOSYNTHESE
Bildung von Biomasse mit Hilfe von grünen → PIGMENTEN (Chorophyll) und Licht-(Sonnen-)Energie aus Kohlendioxid und Wasser; es wird zunächst Zucker als Baustein für eigene Biomasse gebaut und Sauerstoff freigesetzt.

PHOTOSYNTHETISCH AKTIVE STRAHLUNG
ist die von grünen Pflanzen für die Photosynthese genutzte Strahlung im Wellenlängenbereich 400 – 700 nm.

PHYCOERYTHRIN
rotes Begleit-→ PIGMENT, das u.a. → CYANOBAKTERIEN besitzen und das die → PHOTOSYNTHESE bei sehr schwachen Lichtverhältnissen ermöglicht.

PHYCOCYANIN
purpurnes bis kobaltblaues Begleit-→ PIGMENT, das u.a. Cyanobakterien besitzen, und die Anpassung an veränderte Lichtverhältnisse ermöglicht.

PHYTOPLANKTON
im Wasser schwebende mikroskopisch kleine pflanzliche Organismen (Algen und Cyanobakterien).

PIGMENTE
sind farbgebende Substanzen und Strukturen in ein- oder mehrzelligen Organismen. Höhere Pflanzen und Algen absorbieren Licht über unterschiedliche → PHOTOSYNTHESE-PIGMENTE, wie z.B. → CHLOROPHYLL oder Carotinoide.

PIONIERPFLANZEN / PIONIERARTEN / PIONIERE
Arten, die besondere Anpassungsfähigkeiten besitzen, um freie Lebensräume schnell zu besiedeln. Pionierarten können extremere Umweltbedingungen als andere Arten ertragen, wie z.B. raues Klima, hohe UV-Strahlung oder starke Wasserspiegelschwankungen.

PLANKTISCHE DIATOMEEN → DIATOMEEN

PLANKTON
Gesamtheit der im Freiwasserraum eines Sees schwebenden oder mit den Wasserbewegungen passiv treibenden Kleinorganismen.

POLYMIKTISCH
See wird häufig durchmischt.

PRIMÄRPRODUZENTEN
Organismen (Pflanzen, Algen, Cyanobakterien und andere → AUTOTROPHE Bakterien), die Biomasse mithilfe von Licht oder chemischer Energie aus anorganischen Stoffen aufbauen.

PRIMÄRPRODUKTION
Bildung von Biomasse durch → PRIMÄRPRODUZENTEN.

R

RAMSAR-Gebiete
sind Feuchtgebiete von internationaler Bedeutung und dienen als Lebensraum für Wasser- und Watvögel.

RASTERELEKTRONENMIKROSKOP
die zu untersuchende Probe wird rasterförmig abgetastet und dabei mit Elektronen beschossen. Die dadurch freigesetzten Elektronen der Probe werden von einem Detektor aufgefangen und in ein Bild umgewandelt, das am Monitor studiert werden kann.

RE-OLIGOTROPHIERUNG
Rückführung eines Gewässers höherer →TROPHIE in den → OLIGOTROPHEN Zustand durch Maßnahmen zur Abnahme des Phosphorgehalts.

RHIZOM
unterirdisch wachsende Sprossachse, dient der →VEGETATIVEN Vermehrung und der Reservestoffspeicherung.

RHIZOSPHÄRE
der Bereich des Bodens, der von den Wurzeln der Pflanzen beeinflusst wird.

S

SECCHI-SCHEIBE
kreisrunde weiße Scheibe mit 20 – 30 cm Durchmesser, die zur Ermittlung der Transparenz und → SICHTTIEFE eines Gewässers dient.

SEEKREIDE
in Seen, unter Mitwirkung von Pflanzen entstandene kreideartige Ablagerung mit hohem Kalkgehalt.

SICHTTIEFE
Tiefe, in der die an einem Seil in das Gewässer abgesenkte → SECCHI-SCHEIBE gerade noch sichtbar ist.

SIGNATUR = Isotopensignatur,
das Isotopenverhältnis eines chemischen Elements.

SILIKATSCHALE
Schalen der → DIATOMEEN aus hydratisiertem Siliziumdioxid.

SOMMERSTAGNATION
stabiler thermischer Zustand eines Sees im Sommer, in dem der Wasserkörper in das warme Oberflächenwasser (→ EPILIMNION), die Sprungschicht (→ METALIMNION) und das kalte Tiefenwasser (→ HYPOLIMNION) geschichtet ist.

SPEKTRALPHOTOMETER
optisches Gerät zur Erfassung und Beurteilung von Farben.

SPRUNGSCHICHT
→ METALIMNION

SUBMERSE
Wasserpflanzen wachsen gänzlich unter der Wasseroberfläche.

T

TREIBHAUSEFFEKT
durch →TREIBHAUSGASE hervorgerufene Erwärmung der Erdoberfläche. Natürlich entstehende →TREIBHAUSGASE ermöglichten das Leben auf der Erde (natürlicher Treibhauseffekt). Die durchschnittliche Temperatur würde sonst –18 °C betragen. Die Verbrennung → FOSSILER BRENNSTOFFE durch den Menschen führt zu einer gravierenden Erhöhung der →TREIBHAUSGAS-Konzentrationen in der Atmosphäre (anthropogener →TREIBHAUSEFFEKT).

TREIBHAUSGASE
Gase in der Atmosphäre mit einem Einfluss auf den Wärmehaushalt der Erde wie Wasserdampf, Kohlendioxid oder Methan; bewirken also den sogenannten →TREIBHAUSEFFEKT.

TROPHIE
Maß für die Intensität der → PRIMÄRPRODUKTION.

U

ULTRAOLIGOTROPH
extrem geringe Intensität pflanzlicher Produktion (→TROPHIE). Entsprechende Gewässer sind sehr klar, die → SICHTTIEFE kann über 10 m betragen.

V

VEGETATIONSPERIODE
die Zeitspanne im Jahresverlauf, in der die klimatischen Bedingungen so günstig sind, dass die Pflanzen aktiv wachsen können.

VEGETATIV
bei der vegetativen Vermehrung entsteht eine neue Pflanze aus den sich teilenden Zellen der Mutterpflanze, wobei das Erbgut identisch bleibt.

VERKARSTETER KALK
durch Kohlensäureverwitterung kommt es zu Lösungsvorgängen im Kalkgestein. Klüfte und Hohlräume entstehen, die das Regenwasser rasch versickern lassen. Sinken oder stürzen Hohlräume ein, entstehen → DOLINEN.

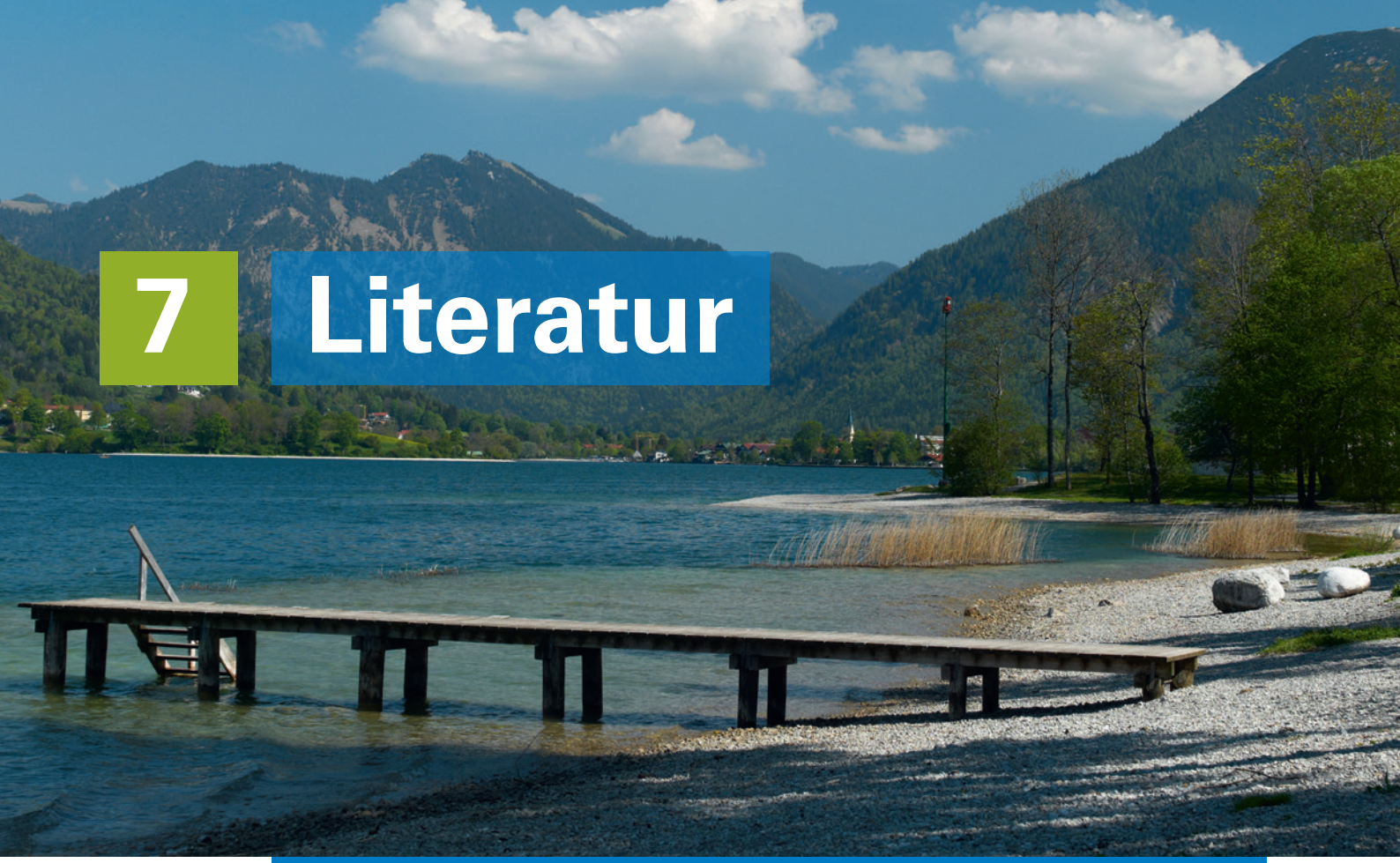
W

WINTERSTAGNATION
thermische Schichtung eines Sees während der Wintermonate mit zwei Temperaturzonen, dem gefrorenen bzw. weniger als 4 °C warmen Oberflächenwasser und dem darunterliegenden Wasserkörper, der eine Temperatur von 4 °C besitzt.

Z

ZENTRISCHE DIATOMEEN
Ordnung der Diatomeen mit kreisrunden Schalen.

ZERKLÜFTETER HAUPTDOLOMIT
der Hauptdolomit ist eine v.a. in den nördlichen und südlichen Kalkalpen auftretende, bis zu 2000 m mächtige Gesteinsformation, die primär aus Dolomit aufgebaut ist. Der spröde Dolomit zerbrach bei der Faltung und in den zahlreich entstandenen Klüften bildete sich leicht löslicher Kalzit.



7 Literatur

[1] IPCC (2014) Klimaänderung 2013: Naturwissenschaftliche Grundlagen. Häufig gestellte Fragen und Antworten – Teil des Beitrags der Arbeitsgruppe I zum Fünften Sachstandsbericht des Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderungen (IPCC) [Hrsg.] TF Stocker, D Qin, G-K Plattner, M Tignor, SK Allen J, Boschung, A Nauels, Y Xia, V Bex und PM Midgley Deutsche Übersetzung durch die deutsche IPCC-Koordinierungsstelle und Klimabüro für Polargebiete und Meeresspiegelanstieg Bonn, 2017.

[2] IGB [Hrsg.] (2018) IGB Dossier. Seen im Klimawandel. Diagnosen und Prognosen aus der Langzeitforschung. Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin. Doi.10.4126.FRL01-006407562.

[3] Kuefner W (2021) Response of diatoms to climate change in mountain lakes in the Northern calcareous Alps with indications for the future development of the lake biota, Dissertation, TU München, 182 pp., mediatum.ub.tum.de/1579845.

[4] Körner C, Paulsen J (2004) A world-wide study of high-altitude tree line temperatures. *Journal of Biogeography* 31: 713–732. Doi.org.10.1111.j.1365-699.2003.01043.x.

[5] Rosbakh S, Bernhardt-Roemermann M, and Poschlod P (2014) Elevation matters: contrasting effects of climate change on the vegetation development at different elevations in the Bavarian Alps. *Alp Botany* 124: 143–154. Doi.10.1007.s00035-014-0139-6.

[6] Pepin N, Bradley R, Diaz H, Baraer M, Caceres EB, Forsythe N, Fowler H, Greenwood G, Hashmi MZ, Liu XD, Miller JR, Ning L, Ohmura A, Palazzi E, Rangwala I, Schöner W, Severskiy I, Shahgedanova M, Wang MB, Williamson SN. and Yang DQ (2015) Elevation-dependent warming in mountain regions of the world. *Nature Climate Change* 5: 424–430. Doi.org.10.1038.nclimate2563.

[7] Gobiet A, Kotlarski S, Beniston M, Heinrich G, Rajczak J, and Stoffel M (2014) 21st century climate change in the European Alps – a review. *Science of The Total Environment* 493: 1138–1151. Doi.org.10.1016.j.scitotenv.2013.07.050.

[8] Bayerisches Staatministerium für Umwelt und Verbraucherschutz [Hrsg.] (2015) Klima-Report Bayern 2015, 200 S.
[9] Schneider S (2004) Indikatoreigenschaften und Ökologie aquatischer Makrophyten in stehenden und fließenden Gewässern, Habilitation, TU München, 109 S., mediatum.ub.tum.de/doc/603599.
[10] Kuefner W, Hofmann AM, Ossyssek S, Dubois N, Geist J, and Raeder U (2020) Composition of highly diverse diatom community shifts as response to climate change: a down-core study of 23 central European mountain lakes. *Ecological Indicators* 117: 106590. Doi.org.10.1016.j.ecolind.2020.106590.
[11] Kuefner W, Ossyssek S, Geist J, and Raeder U (2020) The Silicification Value: A novel Diatom-based Indicator to assess Climate Change in Freshwater Habitats. *Diatom Research* 35: 1–16.
[12] Kuefner W, Hofmann AM, Geist J, Dubois N, and Raeder U (2021) Algal Community Change in Mountain Lakes of the Alps Reveals Effects of Climate Warming and Shifting Treelines. *Journal of Phycology* 57: 1266-1283. Doi.org.10.1111.jpy.13163.
[13] Finlay JC and Kendall C (2007) Stable isotope tracing of temporal and spatial variability in organic matter sources to freshwater ecosystems. In R Michener and K Lajtha [eds.] *Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science* 283–333, Blackwell Scientific Publications, Oxford.
[14] Koinig KA, Schmidt R, Sommaruga-Wögrath S, Tessadri R, and Psenner R (1998) Climate Change as the primary cause for pH shifts in a high alpine lake. *Water, Air, and Soil Pollution* 104: 167–180.
[15] Pauli H, Gottfried M, Dullinger S, Abdaladze O, Akhalkatsi M, Alonso JL, Coldea G, Dick J, Erschbamer B, Calzado RF, Ghosn D, Holten JI, Kanka R, Kazakis G, Kollár J, Larsson P, Moiseev P, Moiseev D, Molau UJ, Mesa M, Nagy L, Pelino G, Puscas M, Rossi G, Stanisci A, Syverhuset AO, Theurillat J-P, Tomaselli M, Unterluggauer P, Villar L, Vittoz P, and Grabherr G (2012) Recent plant diversity changes on Europe's mountain summits. *Science* 336: 353–355. Doi.10.1126.science.1219033.
[16] Arnaud F, Pulenard J, Giguet-Covex C, Wilhelm B, Révillon S, Jenny J-P, Revel M, Enters D, Bajard M, Fouinat L, Doyen E, Simonneau A, Pignol C, Chapron E, Vannière B, and Sabatier P (2016) Erosion under climate and human pressures: An alpine lake sediment perspective. *Quaternary Science Reviews* 152: 1–18. Doi.org.10.1016.j.quascirev.2016.09.018.
[17] Hollander DJ and Smith MA (2001) Microbially mediated carbon ccyling as a control on the δ ^{13}C of sedimentary carbon in eutrophic Lake Mendota (USA): New models for interpreting isotopic excursions in the sedimentary record. *Geochimica et Cosmochimica* 65: 4321–4337. Doi.org.10.1016.S0016-7037(00)00506-8.
[18] Guilizzoni P, Marchetto A, Lami A, Gerli S, and Musazzi S (2011) Use of sedimentary pigments to infer past phosphorus concentration in lakes. *Journal of Paleolimnology* 45: 433–445. Doi.org.10.1007.s10933-010-9421-9.
[19] Hofmann AM, Kuefner W, Mayr C, Dubois N, Geist J, and Raeder U (2021) Unravelling climate change impacts from other anthropogenic influences: a multi-proxy, down-core study of a small subalpine lake (Oberer Soiernsee, Northern Alps, Germany). *Hydrobiologia* 848: 4285–4309. Doi.org.10.1007.s10750-021-04640-8.
[20] Grosser S, Pohl W und Melzer A (1997) Untersuchung des Schilfrückgangs an Bayerischen Seen: Forschungsprojekt des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen LfU. München, Germany, 144 S.
[21] Hofmann AM, Geist J, Nowotny L, and Raeder U (2020) Depth-distribution of lake benthic diatom assemblages in relation to light availability and substrate: implications for paleolimnological studies. *Journal of Paleolimnology* 64: 315–334. Doi.org.10.1007.s10933-020-00139-9.
[22] Margulis L (1998) Symbiotic Planet: A New Look at Evolution, Basic Books, New York.
[23] Li WKW, Rao DVS, Harrison WG, Smith JC, Cullen JJ, Irwin B, and Platt T (1983)

Autotrophic picoplankton in the tropical ocean. *Science* 219: 292–295. Doi.org.10.1126.science.219.4582.292.

[24] Veldhuis MJW, Kraay GW, Van Bleijswijk JDL, and Baars MA (1997) Seasonal and spatial variability in phytoplankton biomass, productivity and growth in the northwestern Indian Ocean: the southwest and northeast monsoon, 1992–1993. Deep Sea Research Part I. *Oceanographic Research Papers* 44: 425–449. Doi.org.10.1016.S0967-0637(96)00116-1.

[25] Paerl HW and Otten TG (2013) Blooms bite the hand that feeds them. *Science* 342: 433–434. Doi.10.1126.science.1245276.

[26] Ruber J, Geist J, Hartmann M, Millard A, Raeder U, Zubkov M, and Zwirglmaier K (2018) Spatio-temporal distribution pattern of the picocyanobacterium *Synechococcus* in lakes of different trophic states: a comparison of flow cytometry and sequencing approaches. *Hydrobiologia* 811: 77–92. Doi.org.10.1007.s10750-017-3368-z.

[27] Lavin PL and Lourenço SO (2005) An evaluation of the accumulation of intracellular inorganic nitrogen pools by marine microalgae in batch cultures. *Brazilian Journal of Oceanography* 53: 55–68. Doi.org.10.1590.s1679-87592005000100006.

[28] Ravi RK, Walton K, and Khosroheidari M (2018) MiSeq: A Next Generation Sequencing Platform for Genomic Analysis. In: J DiStefano. [eds.] *Disease Gene Identification. Methods in Molecular Biology*, vol 1706. Humana Press, New York NY. Doi.org.10.1007.978-1-4939-7471-9_12.

[29] Bauer FR (2018) Characterization of cyanobacterial communities of Bavarian lakes based on the 16S rRNA gene, Dissertation, TU München, 153 pp., mediatum.ub.tum.de/doc/1443396.

[30] Chu Z, Jin X, Iwami N, and Inamori Y (2007) The effect of temperature on growth characteristics and competitions of *Microcystis aeruginosa* and *Oscillatoria mougeotii* in a shallow, eutrophic lake simulator system. *Hydrobiologia* 581: 217–223. Doi.org.10.1007.s10750-006-0506-4.

[31] Reynolds CS, Huszar V, Kruk C, Naselli-Flores L, and Melo S (2002) Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 24: 417–428. Doi.org.10.1093.plankt.24.5.417.

[32] Scherer PI, Millard AD, Miller A, Schoen R, Raeder U, Geist J, and Zwirglmaier K (2017) Temporal dynamics of the microbial community composition with a focus on toxic cyanobacteria and toxin presence during harmful algal blooms in two South German lakes. *Frontiers in microbiology* 8: (2387) 1–17. Doi.org.10.3389.fmicb.2017.02387.

[33] Melzer A (1988) Der Makrophytenindex – Eine biologische Methode zur Ermittlung der Nährstoffbelastung von Seen, Habilitation, TU München, 249 S.

[34] Melzer A (1999) Aquatic macrophytes as tools for lake management. *Hydrobiologia* 396: 181–190.

[35] Schaumburg J, Schranz C, Stelzer D und Vogel A (2011) Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos – Phylib. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg, 137 S.

[36] Nehring S, Kowarik I, Rabisch W und Essl F (2013) Naturschutzfachliche Invasionsbewertung für in Deutschland wildlebende gebietsfremde Gefäßpflanzen. BfN Skripten 352, 202 S.

[37] Hussner A, van de Weyer K, Gross EM und Hilt S (2014) Eine Übersicht über die aquatischen Neophyten in Deutschland – Etablierung, Auswirkungen und Managementperspektiven. In M Hupfer, W Calmano, H Klapper, R-D Wilken [Hrsg.] *Handbuch Angewandte Limnologie: Grundlagen – Gewässerbelastung – Restaurierung – Aquatische Ökotoxikologie – Bewertung – Gewässerschutz* 27. Erg. Lfg. 4/10: 1–28. Wiley Online Library. Doi.org.10.1002.9783527678488.hbal2010004.

[38] Hoffmann MA (2014) Invasionen heimischer und neophytischer Wasserpflanzen – Untersuchungen an den Modellarten *Najas marina* und *Elodea nuttallii*, Dissertation, TU München, 107 S., mediatum.ub.tum.de/doc/1177326.

[39] Hoffmann MA, and Raeder U (2016) Predicting the potential distribution of neophytes in Southern Germany using native *Najas marina* as invasion risk indicator. *Environmental Earth Sciences* 75: 1217–1226. Doi.org.10.1007.s12665-016-6004-8.

[40] KLIWA [Hrsg.] (2016) Monitoringbericht 2016 – Niederschlag: Zusätzliche Auswertungen für die KLIWA-Untersuchungsgebiete. Arbeitskreis KLIWA. www.kliwa.de/download/Niederschlag_KLIWA_Monitoringbericht_2016.pdf.

[41] Hoffmann MA, Benavent González A, Raeder U, and Melzer A (2013) Experimental weed control of *Najas marina ssp. intermedia* and *Elodea nuttallii* in lakes using biodegradable jute matting. *Journal of Limnology* 72: 485–493. Doi.org.10.4081.jlimnol.2013.e39.

[42] KLIWA [Hrsg.] (2018) Ergebnisse gemeinsamer Abflussprojektionen für KLIWA und Hessen basierend auf SRES A1B, www.kliwa.de/_download/6-KLIWA_Kurzbericht_Abflussprojektionen_final.pdf.

[43] KLIWA [Hrsg.] (2019) Starkniederschläge Entwicklungen in Vergangenheit und Zukunft – Kurzbericht, www.kliwa.de/_download/KLIWA-Kurzbericht_Starkregen.pdf.

[44] Mormul RP, Ahlgren J, Ekvall M, Hansson L-A, and Brönmark C (2012) Water brownification may increase the invasibility of a submerged non-native macrophyte. *Biological Invasions* 14: 2091–2099. Doi.org.10.1007.s10530-012-0216-y.

[45] Raeder U, Hoffmann MA, Ruegg S (2018) Bayerns Stillgewässer im Klimawandel – Einfluss und Anpassung: Endbericht TLK01U66627: Teilprojekt (TP) 1: Trübungen von Seen infolge klimabedingter Zunahme von Hochwässern – Auswirkungen auf die Makrophytenvegetation durch veränderte Lichtverhältnisse. TU München, www.tib.eu.

[46] Osburn CL, Morris DP, and Thorn KA (2001) Chemical and optical changes in freshwater dissolved organic matter exposed to solar radiation. *Biogeochemistry* 54: 251–278. Doi.org.10.1023.A.1010657428418.

[47] Kirk JTO (2011) Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems. Cambridge University Press, Cambridge.

[48] Aguirre-von-Wobeser E, Figueroa FL, and Cabello-Pasini A (2000) Effect of UV radiation on photoinhibition of marine macrophytes in culture systems. *Journal of Applied Phycology* 12: 159–168. Doi.org.10.1023.A:1008198404529.

[49] Rodewald-Rudescu L (1974) Das Schilfrohr *Phragmites communis* Trinius. In: H-J Elster und W Ohle [Hrsg.] *Die Binnengewässer, Band XXVII.* Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 302 S.

[50] Ostendorp W (1993) Schilf als Lebensraum. In: *Artenschutzsymposium Teichrohrsänger (Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg; 68)* Karlsruhe, 1993, 173–280. kops.uni-konstanz.de/handle/123456789/7273.

[51] Corti Meneses N, Brunner F, Baier S, Geist J, and Schneider T (2018) Quantification of Extent, Density, and Status of Aquatic Reed Beds Using Point Clouds Derived from UAV–RGB Imagery. *Remote Sensing* 10: 1869. Doi.org.10.3390.rs10121869.

[52] Mitterer M (1993) Schilfrückgang am Chiemsee: Eine erste Charakterisierung der Bestandsstruktur durch biometrische Messungen an ausgewählten Beständen von *Phragmites australis* und Rekonstruktion der Schilfdynamik von 1945 bis 1991. Diplomarbeit, Limnologischen Station Iffeldorf, TU München, 109 S.

[53] Koschel R, Proft G und Raidt H (1987) *Phacotus*-Massenentwicklungen – eine Quelle des autochthonen Kalkeintrages in Seen. *Limnologica* 18: 457–459.

[54] Koschel R und Raidt H (1988) Morphologische Merkmale der *Phacotus*-Hüllen in Hartwasserseen der Mecklenburger Seenplatte. *Limnologica* 19: 13–25. Doi.org.10.1515.9783112527047-003.

[55] Krienitz L, Koschel R, Giering B, Casper S, and Hepperle D (1993) Phenomenology of organismic calcite precipitation by *Phacotus* in hardwater lakes and ponds of northeastern Germany. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhand-*

lungen 25: 170–174. Doi.org.10.1080.03680770.1992.11900084.
[56] Gruenert U and Raeder U (2014) Growth responses of the calcite-loricated freshwater phytoflagellate *Phacotus lenticularis* (Chlorophyta) to the $CaCO_3$ saturation state and meteorological changes. *Journal of Plankton Research* 36: 630–640. Doi.org.10.1093.plankt.fbu006.
[57] Proft G (1984) Die Pelagische Calcitfällung und der Carbonatgehalt von Sedimenten pleistozäner Seen. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* 12: 321–326.
[58] Lenz S, Gruenert U, Geist J, Stiefel M, Lentz M, and Raeder U. (2018) Calcite production by the calcifying green alga *Phacotus lenticularis*. *Journal of Limnology* 77: 209–219. Doi.org.10.4081.jlimnol.2018.1692.
[59] Lenz S, Geist J, and Raeder U (2020) Representative monitoring of the calcifying alga *Phacotus lenticularis* (Chlamydophyceae) in lentic ecosystems. *Journal of Limnology* 79: 111–123. Doi.org.10.4081.jlimnol.2020.1946.
[60] Lenz S, Dubois N, Geist J, and Raeder U (2020) *Phacotus lenticularis* content in Carbonate sediments and epilimnion in four German hard water lakes. *Journal of Limnology* 79: 187-197. Doi.org.10.4081.jlimnol.2020.1945.
[61] Lenz S (2020) Contribution of the calcifying green alga *Phacotus lenticularis* to lake Carbonate sequestration, Dissertation, TU München, 106 pp., mediatum. ub.tum.de/doc/1535906.
[62] Umweltbundesamt [Hrsg.] (2021) Gewässertyp des Jahres Alpenseen. www.umweltbundesamt.de.
[63] Schaumburg J, Hehl I, Hupfer M, Köpf B, Melzer A, Raeder U, Seele J, Traunspurger W (2001) Kleinseen in Bayern-ökologische Bewertung von Freiwasser, Sediment, Ufer und Einzugsgebiet, Informationsberichte des Bayerisches Landesamtes für Wasserwirtschaft, ISSN 10176-4217.
[64] Chorus I and Welkner M [eds.] (2001) Toxic Cyanobacteria in Water A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management CRC Press, Boca Raton, Florida.
[65] Bauer F, Stix M, Bartha-Dima B, Geist J, and Raeder U (2022) Spatio-Temporal Monitoring of Benthic Anatoxin-a-Producing *Tychonema* sp. in the River Lech, Germany. *Toxins* 14: 357. Doi.10.3390.toxins14050357.
[66] Bauer F, Fastner J, Bartha-Dima B, Breuer W, Falkenau A, Mayer C, and Raeder U (2020) Mass Occurrence of Anatoxin-a- and Dihydroanatoxin-a-Producing *Tychonema* sp. in Mesotrophic Reservoir Mandichosee (River Lech, Germany) as a Cause of Neurotoxicosis in Dogs. *Toxins* 12: 726. Doi.10.3390.toxins12110726.
[67] Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU) [Hsrg.] (2021) Niedrigwasser 2018 und 2019 – Analysen und Auswirkungen für Bayern, 133 S.
[68] Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz (StMUV) [Hrsg.] (2021) Klimareport Bayern 2021 – Klimawandel, Auswirkungen, Anpassungs- und Forschungsaktivitäten, 196 S.
[69] Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz (StMUV) [Hrsg.] (2021) Instrumente zur Klimaanpassung vor Ort – Eine Arbeitshilfe für Kommunen in Bayern, 40 S.
[70] Kowarik I (2010) Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa, Verlag Eugen Ulmer Stuttgart.

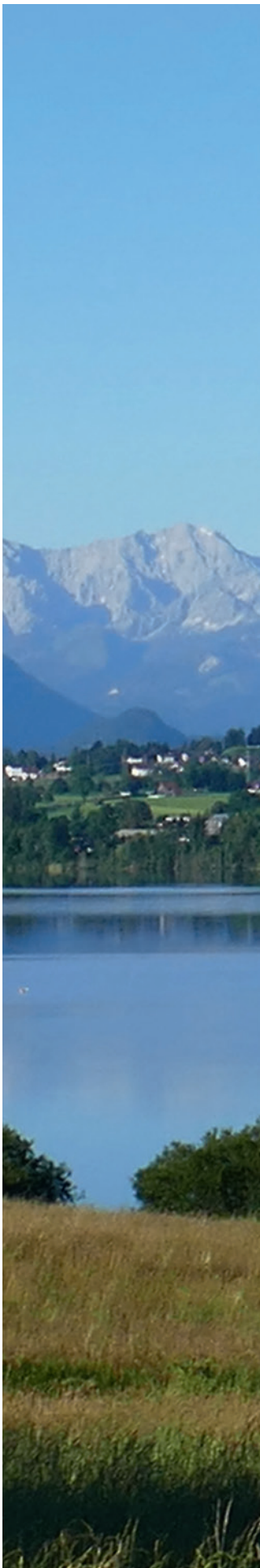
Beteiligte Institution und Personen

Technische Universität München
Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie
Limnologische Station Iffeldorf

Autorin:
Dr. Uta Raeder

Grafiken:
Dr. Wolfgang Küfner
Dr. Markus Hoffmann
Dr. Uta Raeder

Lektorat:
Immanuel Wolfschläger



Herausgeber:	Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz Rosenkavalierplatz 2, 81925 München
Internet:	www.stmuv.bayern.de
E-Mail:	poststelle@stmuv.bayern.de
Druck:	Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz
Gestaltung:	Papyrus Media GbR, Penzberg
Bildnachweis:	Abb. 4.1.2 Copernicus Sentinel data (2015)/ESA, CC BY-SA 3.0 IGO, Abb. 4.2.1, 4.2.2, 4.2.3 Anne Lewerentz, Abb. 4.2.13 Bayern Atlas 2022, Abb. 4.3.4 imago-images, Abb. 5.3.1 Philipp Hoos, Abb. 5.4.1 links und Mitte Nationalpark Bayerischer Wald, Abb. 5.6.1 Mitte Christoffer Nagel, Abb. 5.6.1 unten Carolin Bleese, alle weiteren Fotos stammen aus dem Archiv der Limnologischen Station Iffeldorf (LSI) des Lehrstuhls für Aquatische Systembiologie (AquaSys) der Technischen Universität München (TUM)
Stand:	Juli 2022

© StMUV, alle Rechte vorbehalten

Gedruckt auf Papier aus 100 % Altpapier

Diese Publikation wird kostenlos im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit der Bayerischen Staatsregierung herausgegeben. Jede entgeltliche Weitergabe ist untersagt. Sie darf weder von den Parteien noch von Wahlwerbern oder Wahlhelfern im Zeitraum von fünf Monaten vor einer Wahl zum Zweck der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für Landtags-, Bundestags-, Kommunal- und Europawahlen. Missbräuchlich ist während dieser Zeit insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken und Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel.
Untersagt ist gleichfalls die Weitergabe an Dritte zum Zweck der Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die Publikation nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme der Staatsregierung zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte. Den Parteien ist es gestattet, die Publikation zur Unterrichtung ihrer eigenen Mitglieder zu verwenden.
Das Werk ist urheberrechtlich geschützt. Alle Rechte sind vorbehalten. Die publizistische Verwertung der Veröffentlichung – auch von Teilen – wird jedoch ausdrücklich begrüßt. Bitte nehmen Sie Kontakt mit dem Herausgeber auf, der Sie – wenn möglich – mit digitalen Daten der Inhalte und bei der Beschaffung der Wiedergaberechte unterstützt. Diese Publikation wurde mit großer Sorgfalt zusammengestellt. Eine Gewähr für die Richtigkeit und Vollständigkeit kann dennoch nicht übernommen werden. Für die Inhalte fremder Internetangebote sind wir nicht verantwortlich.

BAYERN | DIREKT
Tel. 089 12 22 20

BAYERN | DIREKT ist Ihr direkter Draht zur Bayerischen Staatsregierung. Unter Tel. 089 122220 oder per E-Mail unter direkt@bayern.de erhalten Sie Informationsmaterial und Broschüren, Auskunft zu aktuellen Themen und Internetquellen sowie Hinweise zu Behörden, zuständigen Stellen und Ansprechpartnern bei der Bayerischen Staatsregierung.