

# BURGUNDERBLUTALGE IM ZÜRICHSEE

## POPULATIONSDYNAMIK UND EINFLUSS DES KLIMAWANDELS

Sieht man im Herbst rötliche Oberflächenfilme in manchen grossen Seen, so handelt es sich nicht um aufsteigendes Blut von ertrunkenen Soldaten aus dem Burgund, sondern um ein Cyanobakterium, das aufgrund der Historie im Volksmund Burgunderblutalge genannt wird. Dieses Cyanobakterium produziert einen vielfältigen Cocktail aus Giftstoffen und bildet besonders in grossen nährstoffarmen Seen Massenerscheinungen, weshalb es intensiv beobachtet und wissenschaftlich erforscht wird.

Deborah Knapp\*, Universität Zürich  
Thomas Posch, Universität Zürich

### RÉSUMÉ

#### SANG DES BOURGUIGNONS DANS LE LAC DE ZÜRICH – DYNAMIQUE DE LA POPULATION ET INFLUENCE DES CHANGEMENTS CLIMATIQUES

*Planktothrix rubescens* est une cyanobactérie formant des filaments, de couleur lie de vin, qui se développe de façon massive dans les lacs particulièrement pauvres en nutriments, comme le lac de Zurich. Comme elle forme des filaments et stocke des toxines dans ses cellules, elle n'a pratiquement pas d'ennemis, de sorte qu'elle constitue un «puits» pour les nutriments et non un apport à la chaîne alimentaire d'un cours d'eau. *P. rubescens* se distingue par son modèle de croissance saisonnier marqué. À l'aide de structures remplies de gaz à l'intérieur de ses cellules, cette bactérie forme des couches durant la stratification du lac sous l'effet des températures (été et automne), surtout dans la thermocline (de 10 à 15 m de profondeur). Là, les conditions lumineuses sont idéales ( $6\text{--}10\ \mu\text{mol m}^{-2}\ \text{s}^{-1}$ ) pour cet organisme adapté à une faible luminosité. Lorsque le brassage des eaux superficielles s'intensifie à la fin de l'automne, *P. rubescens* remonte à la surface de l'eau, où elle forme parfois de grands films superficiels rouges (le phénomène «sang des Bourguignons»), qui peuvent libérer des toxines. Avec l'intensification du brassage des eaux en hiver et au printemps, *P. rubescens* plonge vers le fond, à 136 m dans le lac de Zurich lors d'un brassage en profondeur complet. La population subit alors de lourdes pertes, les structures remplies de gaz

### EINLEITUNG

Fast alle Jahre breitet sich im Herbst auf einigen grossen alpennahen Seen (z.B. Hallwilersee und Zürichsee, Ammersee [D], Würthersee [A]) ein rötlicher Film auf der Wasseroberfläche aus (Fig. 1). Der Volksmund spricht von der Burgunderblutalge, die Wissenschaft von *Planktothrix rubescens* (in älteren Arbeiten auch *Oscillatoria rubescens*). Biologisch gesehen handelt es sich aber nicht um eine Alge, sondern um ein fädiges, rötlich gefärbtes Cyanobakterium (*Box*), das man schon mit blossem Auge in einer Wasserprobe erkennen kann (Fig. 1). Im Zürichsee ist *P. rubescens* seit über 100 Jahren zu finden und entwickelte sich innerhalb der letzten fünf Jahrzehnte zum dominanten Organismus im Nahrungsnetz des Freiwassers [1, 2]. Der erste schriftliche Nachweis geht auf einen Zeitungsartikel der NZZ aus dem Jahr 1899 zurück, in dem das Phänomen des Burgunderbluts beschrieben wird. Massenerkrankungen gab es vor der stärksten Nährstoffbelastung (Eutrophierung) in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts. Während der stärksten Eutrophierungsphase (1960 bis 1970) war *P. rubescens* allerdings phasenweise kaum nachweisbar. Erst nachdem der Phosphoreintrag in den See durch die Inbetriebnahme von Kläranlagen nachhaltig reduziert wurde, etablierte sich *P. rubescens* wieder massenhaft

\* Kontakt: [d.knapp@limnol.uzh.ch](mailto:d.knapp@limnol.uzh.ch)

im Zürichsee und zeigt zunehmende Populationsstärke seit den 1990er-Jahren.

## PROBLEMATIK IN *PLANKTOTHRIX*-BELASTETEN SEEN

*Planktothrix rubescens* hat das Potenzial, in Bezug auf die Gesamtbiomasse zum dominantesten Lebewesen in einem See-Ökosystem zu werden. Das Cyanobakterium hat kaum natürliche Fressfeinde, weshalb es als Senke und nicht als Verbindung in der Nahrungskette und für den gesamten Nährstoffpool angesehen werden muss. Einerseits haben filtrierende Räuber (wie z. B. Wasserflöhe) mechanische Probleme, die bis zu 5 mm langen Fäden (Filamente) aufzunehmen. Diese Filamente entstehen aus einer Aneinanderreihung von Hunderten einzelnen Zellen, die selbst nur 0,005 mm gross sind (Fig. 1). Andererseits bildet *P. rubescens*, wie viele andere Cyanobakterien auch, giftige, zellintern gelagerte Stoffwechselprodukte, die potenziell auf alle tierischen Organismen (Wirbellose und Wirbeltiere) und auch auf den Menschen wirken [3, 4]. Dies kann zu Problemen führen, da viele der betroffenen Seen als Trinkwasserressourcen und Erholungsgebiete dienen. Die bekanntesten toxischen Substanzen der Cyanobakterien sind: Cyanopeptoline, Anabaenopeptine, Aeruginosine und Microcystine [5]. Die Klasse der Microcystine wurde bis dato am besten untersucht und so überrascht es nicht, dass bereits über 90 chemische Strukturvarianten

## WEDER BURGUNDER NOCH ALGE

Die Schlacht bei Murten im Jahr 1476, bei der sich Truppen der Eidgenossenschaft und des burgundischen Herzogs *Karl des Kühnen* bekriegten, trug wesentlich zur Namensgebung des Cyanobakteriums bei. Die Truppen der Eidgenossenschaft trieben viele Soldaten der Burgunder in den Murtensee, wo die meisten kläglich ertranken.

Noch im 19. Jahrhundert erinnerten sich die Bewohner am Murtensee an die Schlacht. Denn als sich das Wasser 1825 wegen eines Massenvorkommens des Cyanobakteriums rot färbte, glaubten sie, das Blut der verstorbenen Burgunder komme wieder an die Oberfläche. So entstanden der Trivialname Burgunderblutalge sowie der erste beschriebene Nachweis für ein Massenvorkommen des Cyanobakteriums. Der Name ist aber nicht nur bezüglich des Burgunderblutes irreführend, denn es handelt sich auch nicht um eine Alge, sondern um ein Cyanobakterium. Im Gegensatz zu Algen besitzen Cyanobakterien keinen Zellkern, d. h. ihre DNS ist nicht von einer Zellmembran umgeben, sondern frei in der Zelle. Beide Organismen-Gruppen enthalten unter anderem Chlorophyll a und können Photosynthese betreiben, um Energie zu produzieren.

beschrieben sind [6]. Auch für *P. rubescens* ist bekannt, dass mehrere Microcystin-Varianten produziert und auch andere

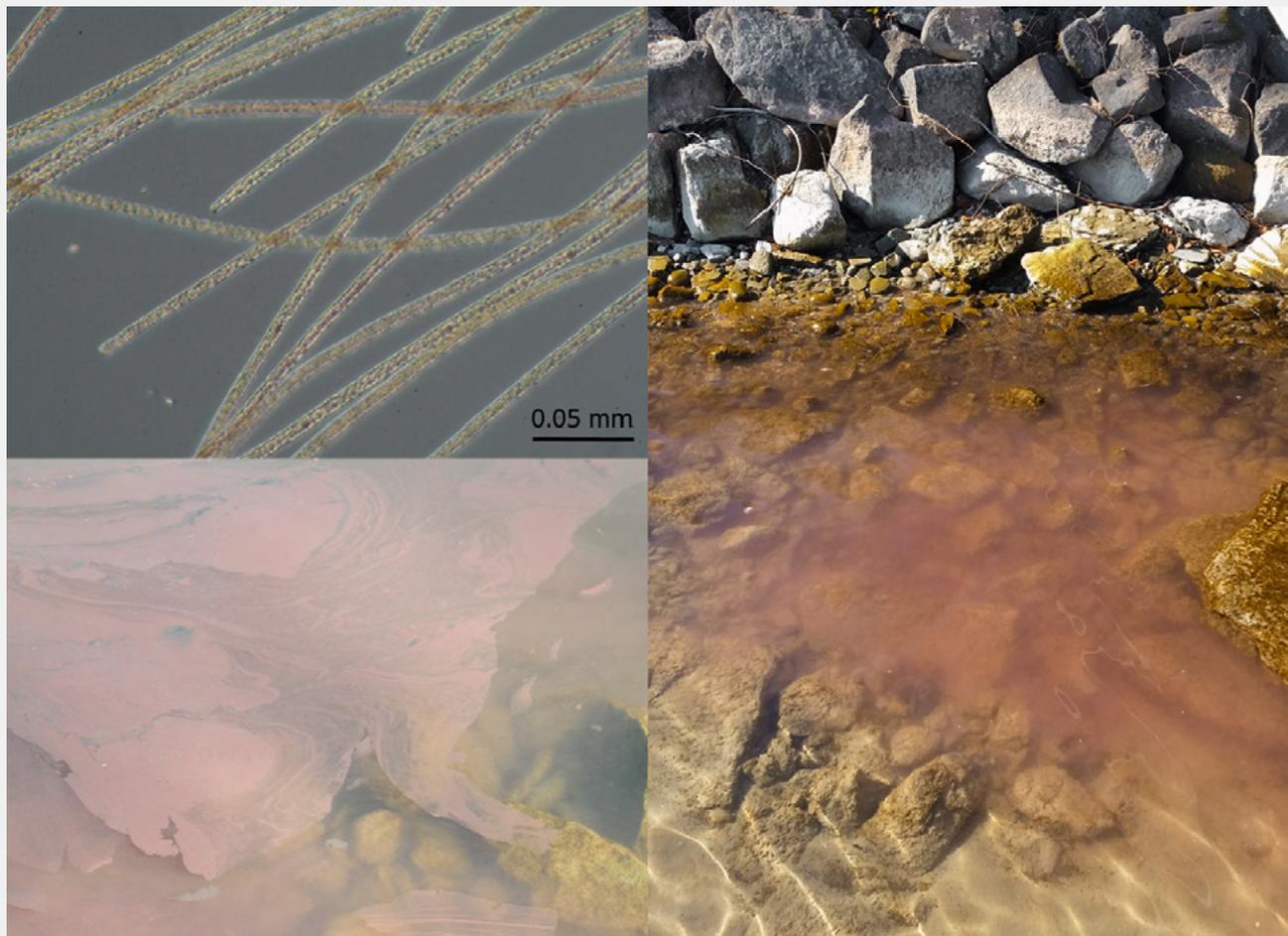


Fig. 1 Lichtmikroskopische Aufnahme von *Planktothrix-rubescens*-Fäden und Beispiele für vom Ufer aus sichtbare Massenvorkommen. Wenn es im Herbst zu einer oberflächlichen Durchmischung des Wasserkörpers kommt, wird *P. rubescens* aus dem Metalimnion in die turbulente Zone des Epilimnions eingetragen. Dabei kann es zur Bildung von Oberflächenfilmen, Flocken oder zur Rotfärbung des ufernahen Wassers kommen. Diese Ansammlungen werden häufig durch Winde an den Ufern aufkonzentriert und sind in der Regel nur von kurzer Dauer.

oben erwähnte Toxine gebildet werden können [7]. Microcystine schädigen vor allem die Leber, können aber auch andere Organe betreffen und sind in hoher Dosis bei oraler Aufnahme tödlich. Für die Bevölkerung an einem *Planktothrix*-belasteten See ergeben sich theoretisch drei Expositionsmöglichkeiten bezüglich der Cyanobakterientoxine (*Details s. [8]*):

- Kontakt über die Haut beim Schwimmen oder Wassersport
- Kontakt über das Einatmen von Aerosolen im Uferbereich und auf der Wasseroberfläche
- direkte orale Aufnahme der Toxine über unbehandeltes Seewasser

Zu einem direkten Hautkontakt mit den Giftstoffen sollte es nur in seltenen Fällen kommen, am wahrscheinlichsten im Herbst, wenn die roten Oberflächenansammlungen auftreten. Die Fäden in diesem roten Oberflächenfilm zersetzen sich mit der Zeit aufgrund zu hoher Lichtintensitäten, dadurch erfolgt die Freisetzung der zellintern gelagerten Toxine (s. auch Kap. «Oberflächenmischung»). Bei Kontakt mit den Giftstoffen kann dies zu Rötungen und Irritationen der Haut führen. Diese Phänomene wurden für Seen mit anderen Cyanobakterienarten (z.B. *Microcystis*) beschrieben, eine spezifische Studie zu *P. rubescens* liegt bis dato nicht vor. Ebenso fehlen wissenschaftliche Arbeiten zur Frage, inwieweit bei einem solchen Szenario toxische Aerosole entstehen können. Gesichert ist jedoch, dass eine direkte Nutzung (ohne Reinigungsschritte) von *Planktothrix*-belastetem Seewasser als Trinkwasser für Tier und Mensch auf jeden Fall vermieden werden muss. Selbst mechanische Reinigungsstufen einer Wasseraufbereitung reichen nicht aus, um die Toxine zu eliminieren. Ein mechanisches Aufbrechen der *Planktothrix*-Filamente verschlimmert die Situation sogar, da durch diesen Schritt die zellgebundenen Toxine erst freigesetzt werden. Die zuverlässigste Methode zur Zerstörung der Giftstoffe ist nach wie vor die Ozonierung des Rohwassers. Durch den Einsatz von Ozon bei der Trinkwasseraufbereitung werden die molekularen Strukturen der Microcystine innerhalb von Sekundenbruchteilen aufgebrochen und zerstört [9]. Dies bedeutet, dass alle Trinkwasserwerke, die Rohwasser aus einem *Planktothrix*-belasteten See gewinnen, mit Ozonierungsstufen ausgerüstet sein sollten. Inwieweit eine di-

rekte orale Aufnahme von Toxinen über Fische oder Fischprodukte aus einem *Planktothrix*-See möglich ist, lässt sich nach wie vor nur schwer beurteilen. Aussagekräftige Literatur zu diesem Thema findet man kaum [10]. Da *P. rubescens* aufgrund ihrer Toxizität von fast allen tierischen Konsumenten gemieden wird, erscheint die Gefahr einer Anreicherung der Giftstoffe über die Nahrungskette als eher gering.

## URSACHEN FÜR DIE AUSBREITUNG

Aufgrund der über 40 Jahre durchgeführten Langzeitprogramme der Wasserversorgung Zürich (WVZ) und der Limnologischen Station Kilchberg (Universität Zürich) lässt sich das Massenvorkommen dieses Cyanobakteriums mittlerweile recht schlüssig erklären [1, 11]. Die Reduktion des Phosphorgehaltes und die daraus resultierende Veränderung der Lichtbedingungen und der Nährstoffverhältnisse im See sind nur ein Teil der zugrundeliegenden Faktoren. Massgeblich fördernd waren in den letzten Jahrzehnten die klimabedingten Veränderungen der chemisch-physikalischen Strukturen des Sees, bedingt durch steigende Lufttemperaturen und zunehmende Sonneneinstrahlung [12]. Während klassische Algengruppen wie Schlund- oder Kieselalgen negativ auf die Seerwärmung reagieren, scheinen Cyanobakterien in vielfältiger Weise vom rasanten Klimawandel zu profitieren [2]. Diese Beobachtung gilt nicht nur lokal, sondern scheint ein globales Phänomen zu sein [13].

Cyanobakterien verfügen über eine Reihe von physiologischen Eigenschaften, welche sie zu erfolgreichen Konkurrenten von Algen machen, besonders in schnell verändernden Systemen. Einige Arten, wie z.B. das Cyanobakterium *Microcystis*, werden direkt von erhöhten Wassertemperaturen gefördert, besonders in Kombination mit einem reichen Nährstoffangebot [13]. Andere Arten hingegen, wozu auch *P. rubescens* gezählt wird, profitieren von der stärkeren, temperaturbedingten Schichtung des Wasserkörpers und den daraus resultierenden Konsequenzen für die Verteilung der Nährstoffe [1]. Im Folgenden wird

- anhand der ausgeprägten jährlichen Dynamik von *P. rubescens* im Zürichsee
- auf die besonderen physiologischen Eigenschaften dieses Cyanobakteriums

eingegangen. Darüber hinaus werden die limnologischen (chemischen, physikalischen und biologischen) Kenngrößen erläutert, welche die Etablierung und das derzeitige Wachstum von *P. rubescens* im Zürichsee erklären.

## KLIMABEDINGTE VERÄNDERUNG DER TIEFENMISCHUNG

Als klassischem monomiktischem See kommt es im Zürichsee theoretisch einmal im Jahr zu einer Tiefenmischung, nämlich dann, wenn die temperaturbedingten Dichteunterschiede zwischen Oberflächen- und Tiefenwasser minimal sind (*Fig. 2*). Die Durchmischung (Mixis) findet in der Regel zwischen Januar und März statt und führt erstens zu einer Nährstoffanreicherung des Oberflächenwassers (Epilimnion, [2]) und zweitens zur Sauerstoffanreicherung des Tiefenwassers (Hypolimnion, [14]). Während dieser Zeit werden auch die *P. rubescens*-Filamente zunehmend in die Tiefe gedrückt (*Fig. 2* und *3*). Eine vollständige Tiefenmischung (Holomixis), im Zürichsee bis auf 136 m, bewirkt grosse Verluste der Cyanobakterien-Population. Grund hierfür ist der hohe hydrostatische Druck im Tiefenwasser, der die Gasvesikel (intrazelluläre gasgefüllte Strukturen) des Cyanobakteriums kollabieren lässt. Die stärksten bekannten Gasvesikel, die *P. rubescens* produzieren kann, widerstehen einem Druck bis zu einer Tiefe von ungefähr 100 m [15]. Gasvesikel dienen *P. rubescens* für die aktive vertikale Bewegung in der Wassersäule. Die Bildung neuer Gasvesikel ist nur bei ausreichenden Lichtverhältnissen möglich. Daher können Filamente, deren Gasvesikel nach einer Tiefenmischung kollabiert sind, nicht mehr in das lichtdurchflutete Epilimnion aufsteigen, was mit der Zeit zum Absterben der Filamente im dunklen Hypolimnion führt. Somit ist das Cyanobakterium nach einer Holomixis im Frühsommer kaum nachweisbar und der Aufbau einer neuen Population beginnt erst im Spätsommer (*Fig. 3*).

Während der letzten zwei Jahrzehnte traten im Zürichsee jedoch immer häufiger schwache Tiefenmischungen auf [1]. Klimabedingte Veränderungen in der Wärmekapazität des Sees führen zu einer Verstärkung der thermischen Schichtung, die sich bis in den Winter halten kann. Diese erschwert die jährliche Frühjahrstiefenmischung [2] und *P. rubescens* wird oft nur noch in Tiefen von 60 bis 80

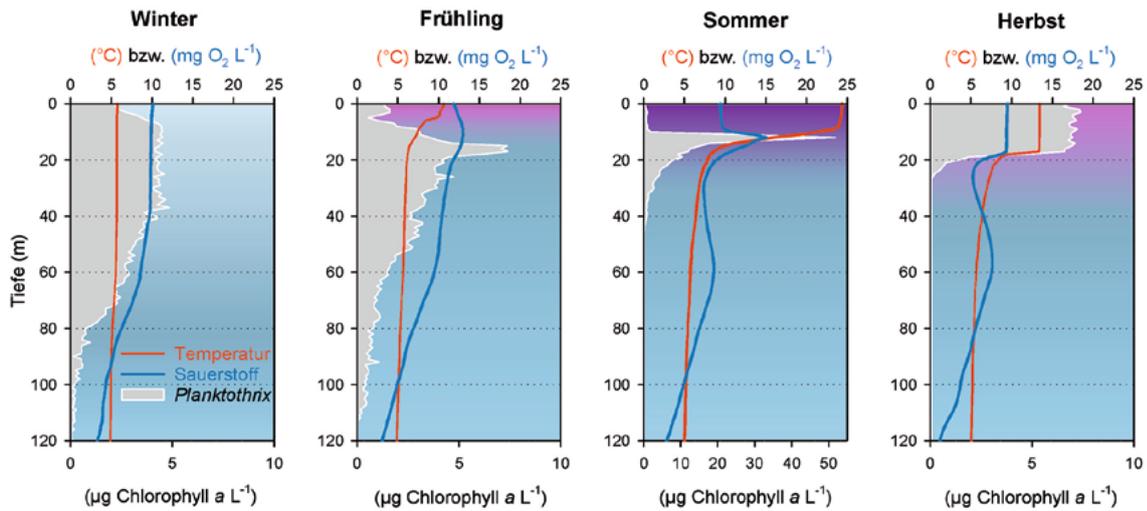


Fig. 2 Saisonale bedingte Unterschiede der Tiefenprofile (Auflösung in 1-Meter-Schritten) für Wassertemperatur, Sauerstoffkonzentration und Menge an *Planktothrix rubescens* im Zürichsee gemessen im Jahr 2020. In jenem Jahr wurde der Wasserkörper bis in eine Tiefe von circa 86 Metern von der Tiefenmischung beeinflusst. Die Menge an *P. rubescens* wurde mit einer bbe-FluoroProbe-Messsonde bestimmt. Durch eine entsprechende Kalibrierung lässt sich der spezifische In-vivo-Chlorophyll-a-Gehalt der *P. rubescens*-Gesamtpopulation bestimmen.

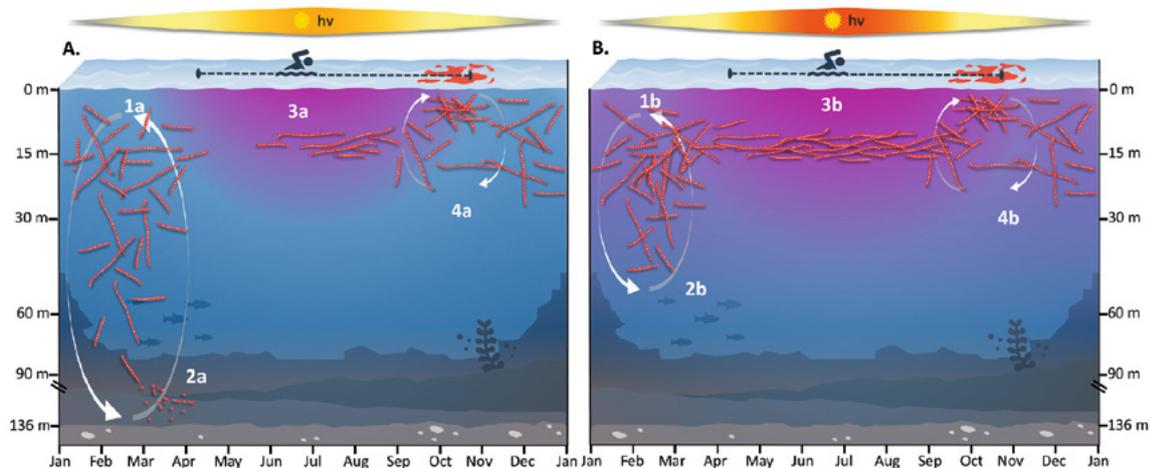


Fig. 3 Schematische Darstellung der jährlichen Populationsdynamik von *Planktothrix rubescens* im Zürichsee in einem Jahr mit Holomixis (A) und einem Jahr mit unvollständiger Frühjahrs-Tiefenmischung (B).

(1a–3a) Bei einer Holomixis kollabieren die zellinternen Gasvesikel, und ein Grossteil der Population kann nicht mehr ins Oberflächenwasser aufsteigen und stirbt ab, was zu sehr geringen *Planktothrix*-Dichten im Frühsommer führt. (1b–3b) Bei schwachen Tiefenmischungen überlebt der Grossteil der Population, was zu hohen *Planktothrix*-Dichten bereits im Frühjahr führt. (4a, 4b) In beiden Szenarien kommt es im Herbst zu Oberflächenmischungen und potenzieller Oberflächenfilmbildung.

Zusätzlich eingezeichnet ist die seit 2019 geltende, verlängerte Saisondauer der Sommerbäder für die Stadt Zürich (11. April bis 25. Oktober).

Metern gedrückt (Fig. 2, 3). In diesen Tiefen ist der hydrostatische Druck zu gering, um die Gasvesikel kollabieren zu lassen, wodurch ein grosser Teil der Population eine schwache Tiefenmischung unbeschadet übersteht [1]. Dies führt bereits im Frühjahr und Frühsommer zu grossen Mengen an *P. rubescens* (Fig. 3).

Allerdings bedeutet eine schwache Tiefenmischung auch einen schlechteren Transport von Nährstoffen in die oberen Wasserschichten. Darunter leiden jedoch vor allem klassische Algengruppen, wie Kiesel- und Schlundalgen. *P. rubescens* hingegen scheint besser an nährstoffarme Situationen angepasst zu sein [2].

#### THERMISCHE SCHICHTUNGSPHASE – ROLLE DER SPRUNGSCHICHT

Wenn nach der Tiefenmischung die thermische Schichtungsphase im See beginnt, zeigen sich die Vorteile der Gasvesikel. Filamente, deren Gasvesikel intakt geblieben sind, bewegen sich nun aktiv in die Zone mit den idealen Lichtbe-

dingungen. Da die Cyanobakterien eher gemächlich aufsteigen (mit einer Geschwindigkeit von 0,6 m pro Tag), kann es dementsprechend eine Weile dauern, bis sie ihr Ziel erreichen. Hier kommt *P. rubescens* zugute, dass sie sogar mehrere Wochen in Dunkelheit und bei niederen Wassertemperaturen überleben kann [16]. Neben der lichtabhängigen Fotosynthese ist das Cyanobakterium auch fähig, aktiv Aminosäuren aus dem Wasser aufzunehmen, um Phasen der Dunkelheit zu überbrücken [17]. Ziel der aufsteigenden Filamente ist die Sprungschicht (Metalimnion), die sich im Zürichsee in circa 12 bis 15 Metern Tiefe bildet. Das Metalimnion ist die Zone mit einer sehr starken Abnahme der Wassertemperatur pro Meter Tiefenstufe und wirkt als physikalische Barriere zwischen dem warmen Epilimnion und dem kalten Hypolimnion (Fig. 2 und 4). *Planktothrix rubescens* ist ein schwachlichtangepasster Organismus [18] und findet in 12 bis 15 Metern Tiefe die idealen Licht-

verhältnisse vor ( $6$  bis  $10 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ). Ein stabiles Metalimnion im Frühling in Tiefen mit geeigneten Lichtbedingungen ist daher auch entscheidend für das Aufbauen einer neuen Population nach der Frühjahrstiefenmischung. Die klimabedingten Veränderungen bieten dabei einen weiteren Vorteil für *P. rubescens*, da der See tendenziell immer früher im Jahresverlauf eine thermische Schichtung aufweist, wodurch sich sehr schnell ein Metalimnion ausbilden kann [19]. Stimmen Licht- und Metalimnionbedingungen allerdings nicht überein, wie es im Frühling 2019 der Fall war, so kommt es zu einem massiven Zusammenbruch der Population im Frühling, die sich erst spät im Herbst wieder erholt (Fig. 4). Das Metalimnion ist aber nicht nur während des Frühlings unentbehrlich für *P. rubescens*. Während der Sommermonate bis in den Herbst hinein bleibt das Cyanobakterium im Metalimnion eingeschichtet, weit weg von möglichen Badegästen (Fig. 3). Ei-

nerseits ist *P. rubescens* dadurch vor zu hohen Lichtintensitäten geschützt, welche in der turbulenten Zone des Epilimnions vorherrschen. Andererseits entgeht das Cyanobakterium so dem Konkurrenzdruck mit schneller wachsenden Algen, welche die Oberflächennähe bevorzugen. Umgekehrt könnten die meisten Algen unter den Schwachlichtbedingungen im Metalimnion gar nicht wachsen.

Zur Zeit der stärksten Eutrophierung im Zürichsee (1960 bis 1970) wurde dem Cyanobakterium diese Anpassung an sehr geringe Lichtverhältnisse aber wohl zum Verhängnis. Während dieser Phase gab es ausgeprägte oberflächennahe Algenblüten, wodurch sich die Lichtverhältnisse im Metalimnion massiv verschlechterten. *Planktothrix rubescens* war, um fotosynthetisch aktiv zu bleiben, zur Einwanderung ins Epilimnion gezwungen, wo sie aber dem Konkurrenzdruck mit den schnellwachsenden Algen nicht gewachsen war.

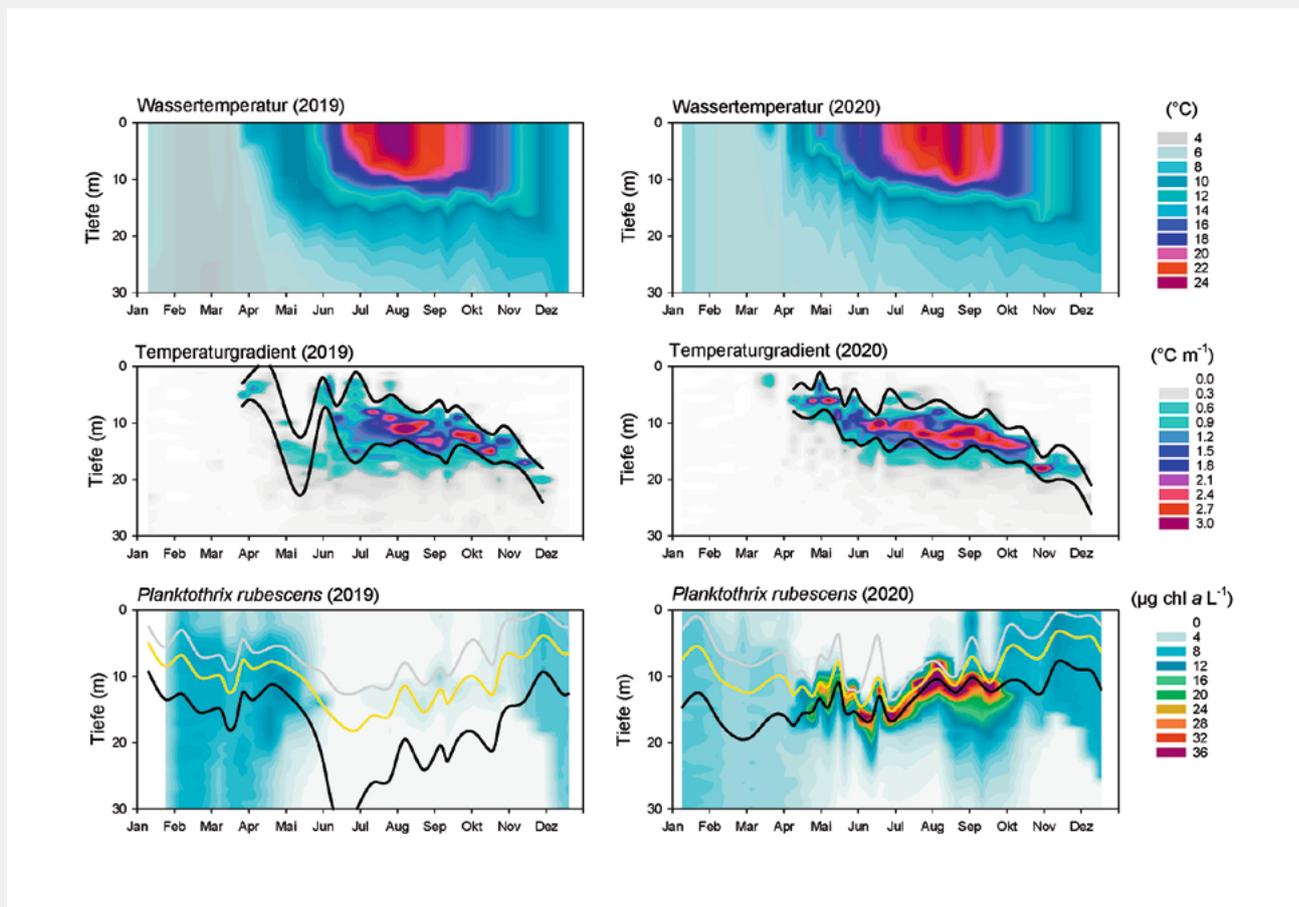


Fig. 4 Zeitliche und räumliche (0 bis 30 Meter) Dynamik der Wassertemperatur, der Sprungschicht (Metalimnion) und von *Planktothrix rubescens* im Zürichsee für die Jahre 2019 und 2020. Die Zone des Metalimnions ist als Temperaturgradient ( $\Delta$  °C pro Meter Tiefenstufe) dargestellt, die schwarzen Linien zeigen die räumlichen Grenzen. In den Abbildungen zu *P. rubescens* ist ebenso die Lage der drei entscheidenden Lichtintensitäten integriert: graue Linie – Cyanobakterien sollten sinken; gelbe Linie – Cyanobakterien behalten Position bei; schwarze Linie – Cyanobakterien sollten aufsteigen.

## OBERFLÄCHENMISCHUNG – DAS BURGUNDERBLUT-PHÄNOMEN

Im Spätherbst, wenn sich die thermische Schichtung auflöst, ändert sich die Situation für *P. rubescens*. Abkühlendes Oberflächenwasser und die Kraft der Herbststürme drücken das Metalimnion in die Tiefe und schwächen die thermische Schichtung ab (Fig. 4). Die schlechter werdenden Lichtbedingungen zwingen *P. rubescens* an die obere Grenze des Metalimnions und letztendlich in das turbulente Epilimnion. Die Lichtintensitäten im herbstlichen Epilimnion sind im Gegensatz zum Sommer wesentlich schwächer und entsprechen eher den Bedürfnissen des Cyanobakteriums. Aufgrund der Turbulenzen fällt es *P. rubescens* aber schwer, sich stabil einzuschichten, wodurch sie gelegentlich zu viel Auftrieb generiert und an die Oberfläche gedrückt wird [20]. Dies kann zur Bildung von rötlich gefärbtem Wasser oder sogar Oberflächenfilmen führen, im Volksmund auch als Burgunderblut-Phänomen bekannt (Fig. 1). Schafft es *P. rubescens* nach so einem Ereignis nicht mehr, rechtzeitig zu sinken, können zu hohe Lichtintensitäten und Scherkräfte an der Oberfläche zu Zersetzungsprozessen und zur Freisetzung der Toxine führen. Erfahrungsgemäss passiert dies im Zürichsee erst ab Ende September. Üblicherweise sind zu dieser Jahreszeit nur noch wenige Schwimmer im See anzutreffen. Probleme ergeben sich aber aufgrund zunehmend langanhaltender, milderer Temperaturen im Spätherbst, da somit vielerorts die Badesaison bis in den späten Oktober verlängert wird. Die Überschneidung von Badesaison und Risikozeitraum für eine Oberflächenfilmbildung vergrössert die Gefahr für direkte Kontakte mit dem Toxin erheblich (Fig. 3).

Ein weiteres Risiko bergen häufiger auftretende und intensiver werdende Herbststürme. Treten diese bereits Anfang September auf, wenn *P. rubescens* normalerweise noch immer im Metalimnion eingeschichtet ist, kann es zu unerwartet auftretenden Oberflächenfilmen kommen, wie im Zürichsee im September 2020 beobachtet werden konnte. Mit sinkenden Wassertemperaturen und grösserer Durchmischungstiefe im Winter, wird *P. rubescens* erneut in die Tiefe gedrückt.

## ÜBERWACHUNG

Für eine genaue Charakterisierung der saisonalen Dynamik von *P. rubescens*

sind hochauflösende Messprofile mit *in-situ*-Sonden nötig. Messdaten in einer Auflösung von 1-Meter-Schritten oder kleiner sind die Voraussetzung, um die vertikale Verteilung zu dokumentieren. Während stabiler thermischer Schichtungsphasen befindet sich das Maximum von *P. rubescens* im Metalimnion und das Populationsmaximum ist teilweise nur in einer 0,5 bis 1 Meter breiten Tiefenschicht ausgebildet [21]. Bei Beprobungen von fixen Standardtiefen mit grossen Zwischenabständen kann dementsprechend eine Massenentwicklung komplett übersehen werden.

## HOCHAUFLÖSENDE CHLOROPHYLL *a* UND TEMPERATURMESSUNGEN

Für hochauflösende Messungen von Chlorophyllkonzentrationen in der Wassersäule wird ein *in-situ*-Spektroradiometer verwendet. Geräte wie z.B. die *Fluoro Probe* von *bbe (Moldaenke, D)* können anhand spezifischer Fluoreszenzmuster (optischer Fingerprints) der unterschiedlichen Algenklassen das Gesamtchlorophyll *a* den einzelnen Klassen zuteilen und sie so quantifizieren. Es empfiehlt sich, den standardmässig gespeicherten Fingerprints für Grünalgen, Blaualgen, Kieselalgen und Schlundalgen (Kryptomonaden) eine zusätzliche spezifische Eichung für *P. rubescens* hinzuzufügen. Die Erfahrung hat gezeigt, dass das Fluoreszenzmuster von *P. rubescens* ansonsten zu einer Falscheinteilung zu den Kryptomonaden führen kann. Aber auch ohne spezielle Eichung sind Gesamtchlorophyll-*a*-Messungen hilfreich für die Erkennung potenzieller *P. rubescens*-Blüten. Ist während der Schichtungsphase ein tief liegendes Chlorophyll-*a*-Maximum im Metalimnion erkennbar, kann dies bereits ein wichtiger Hinweis sein.

Um das Metalimnion mit seinen stark abfallenden Temperaturgradienten (Fig. 4) detailreich wiedergeben zu können, sind ebenfalls hochauflösende Messdaten unentbehrlich. Dafür geeignete Messinstrumente sind Multiparametersonden. Neben der Temperatur werden gleichzeitig weitere wichtige limnologische Parameter wie Sauerstoffkonzentration und Sättigung, Trübung und Leitfähigkeit gemessen. Vor allem hochauflösende Daten zu Temperatur und Sauerstoff sind nötig, um die Stärke der Durchmischung abzuschätzen. Zahlreiche Multiparametersonden können zusätzlich mit einem Sensor für die Messung von Phycoeryth-

rin, einem für Cyanobakterien typischen Pigment, ausgestattet werden. Auch damit ist es möglich, die Konzentration und Verteilung von *P. rubescens* zu messen.

## UNTERWASSER-LICHTKLIMA

Um die Tiefen der relevanten Lichtintensitäten für *P. rubescens* zu bestimmen, werden Unterwasser-Lichtquantensensoren (z. B. von *LI-COR, D*) verwendet. Mit diesen misst man idealerweise in 1-Meter-Intervallen die photosynthetisch aktive Strahlung (Bereich: 400 bis 700 Nanometer) in der Einheit  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  (also die Menge von Photonen, die pro Fläche und Zeiteinheit zur Verfügung steht). Eine logarithmische Auftragung der erhaltenen Werte vereinfacht die Interpretation der Profile deutlich (Fig. 5). Ist ein ausgeprägter «Knick im Lichtprofil» im Bereich des Metalimnions erkennbar, kann dies ein deutliches Anzeichen für eine *P. rubescens*-Blüte sein. Anschliessend sind mikroskopische Analysen nötig, um den Verdacht zu bestätigen oder zu verwerfen.

Für *P. rubescens* gibt es drei entscheidende Lichtintensitäten, die ihr Wachstum sowie ihre Positionierung in der Wassersäule beeinflussen (Fig. 5). Im Zürichsee liegt die geringste relevante Lichtintensität bei  $0,8 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ . Bei dieser sehr geringen Intensität ist lichtabhängige Fotosynthese nicht mehr möglich, aber die Aufnahme von Aminosäuren wird stimuliert, um ein minimales Wachstum zu erreichen [17]. Die Filamente beginnen nun, Gasvesikel zu bilden und Kohlenhydrate abzubauen, wodurch sie in der Wassersäule aufsteigen. Bei einer Lichtintensität von  $6,5 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  ist ein Grossteil der Population in einem Schwebestadium [18]. Aufbau und Abbau von dichteren Zellkomponenten gleichen sich aus und die Filamente behalten ihre Position bei. Während der thermischen Schichtungsphase befindet sich der Grossteil der Population in einer Tiefe mit dieser Lichtintensität. Daher kann man schon anhand des Lichtprofils einschätzen, in welcher Tiefe sich *P. rubescens* gerade aufhält. Die obere Populationsgrenze befindet sich bei einer Intensität von  $25 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ . Hier können die Filamente so effektiv Kohlenhydrate und andere Zellkomponenten aufbauen, dass sie schwerer werden und absinken [15].

Die oben genannten relevanten Lichtintensitäten können zwischen einzelnen Gewässern und ihren *P. rubescens*-Po-

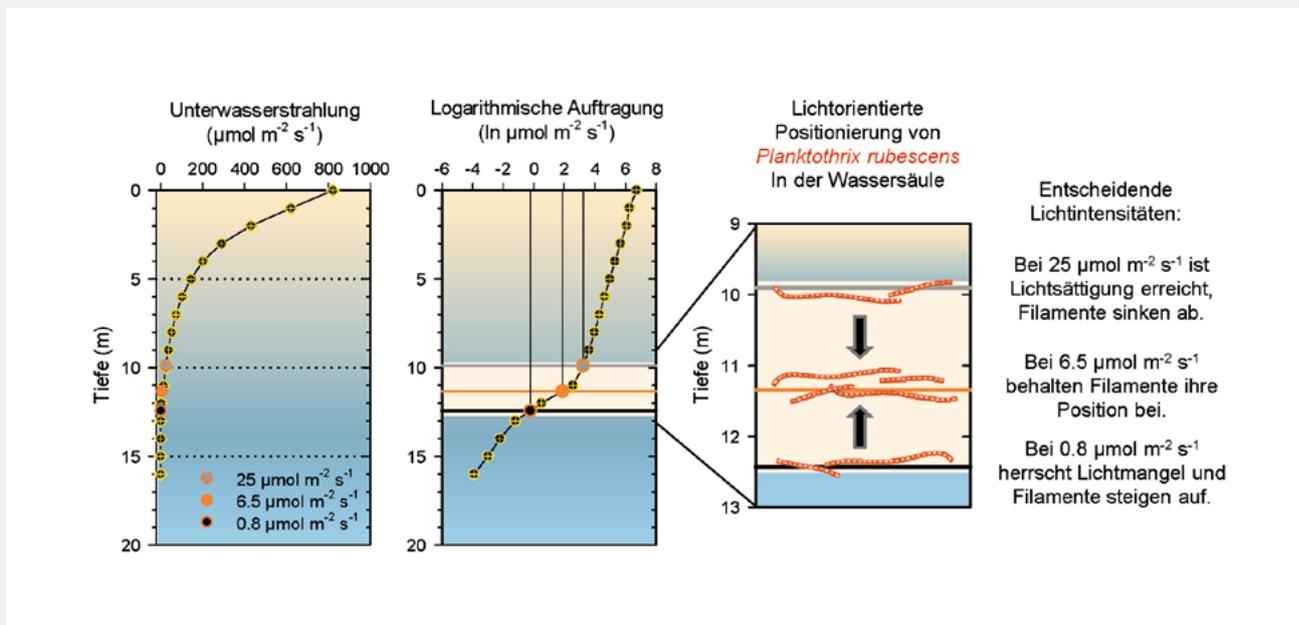


Fig. 5 Typisches Profil der Lichtintensität während des Sommers im Zürichsee. Die Unterwasserstrahlung nimmt mit der Tiefe logarithmisch ab (linker Graph), weshalb eine logarithmische Darstellung (mittlerer Graph) von Vorteil ist. Der Knick im Lichtprofil in einer Tiefe von 10 bis 13 Metern weist auf eine dichte *Planktothrix*-Schicht hin, in der die Lichtintensität markant abnimmt. In dieser Schicht sind auch die drei relevanten Lichtbedingungen für *Planktothrix* zu finden (rechter Graph).

pulationen leicht variieren. Sie liegen allerdings immer im Schwachlichtbereich und überschneiden sich mit der Ausdehnung des Metalimnions [18]. Treten in einem Gewässer starke vertikale Schwankungen der Lichtintensität innerhalb kurzer Zeiträume auf, spricht dies gegen eine *P. rubescens*-Besiedelung. Da sich das Cyanobakterium nur sehr gemächlich in der Wassersäule bewegen kann, hätte es keine Möglichkeit, sich aktiv einzuschichten.

#### MIKROSKOPIE UND GENETIK

Mikroskopisch ist *P. rubescens* relativ einfach zu erkennen. Die roten Filamente sind schon mit blossen Auge in Wasserproben zu erkennen und mit dem Lichtmikroskop eindeutig identifizierbar (Fig. 1). Mit Fluoreszenzmikroskopie lassen sich *P. rubescens*-Filamente schnell und effizient anhand der intensiven Eigenfluoreszenz ausmachen. Bei Wasserproben, die mit der bräunlichen Lugol-Lösung (Kaliumjodid) fixiert wurden, kann es allerdings aufgrund der Farbveränderung zu Verwechslungen mit dem grünlich gefärbten Ökotypen *Planktothrix agardhii* kommen. Vom Erscheinungsbild her lassen sich die zwei Ökotypen fast nur durch die unterschiedliche Färbung auseinanderhalten. Grosse Unterschiede zeigen sich aber in der Physiologie. Während *P. rubescens* grösstenteils in tiefen, geschichteten Gewässern auftritt, toleriert *P. agardhii* auch höhere Lichtintensitäten und besiedelt hauptsächlich flache Gewässer [22]. Ausserdem bestehen rot pigmentierte *Planktothrix*-Populationen in der Regel überwiegend aus Toxin produzierenden Stämmen, während ein grosser Teil der grün pigmentierten Ökotypen keine Giftstoffe bilden kann. Auch genetisch ähneln sich die zwei Ökotypen sehr, wodurch es erschwert wird, die beiden Arten bei Gesamtgenomanalysen von Gewässern zu differenzieren. Für zielgerichtete genetische Methoden, wie z. B. der quantitativen Echtzeit-PCR (qPCR), stehen mittlerweile zahlreiche publizierte Anleitungen zur Verfügung (z. B. [23]). Diese Methoden erlauben nicht nur die Unterscheidung der zwei Ökotypen, sondern

auch die Beurteilung, ob tatsächlich potenziell Giftstoff produzierende Stämme vorhanden sind.

#### SCHLUSSBEMERKUNG FÜR DIE PRAXIS

In typischen *Planktothrix*-belasteten Gewässern, in denen das Cyanobakterium seit vielen Jahren und in hohen Konzentrationen auftritt, ist üblicherweise das saisonale Wachstumsmuster bekannt. Dieses sich jährlich wiederholende Muster erlaubt es, einzuschätzen, in welchen Zeiträumen ein Risiko für die Nutzung des Gewässers besteht. Ausserdem verfügen Wasserversorgungsanlagen, welche Rohwasser aus solch belasteten Seen beziehen, über die nötigen zusätzlichen Ozonierungsstu-

#### DANK

Wir bedanken uns herzlich bei der Universität Zürich, beim Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft (AWEL) des Kantons Zürich und beim Bundesamt für Umwelt (BAFU), Sektion Wasserqualität, für die Unterstützung. Ein besonderer Dank geht an unsere Kapitäne und Mitarbeiter, *Eugen Loher*, *Daniel Marty* und *Barbara Bassin*, für die jahrelange Hilfe bei den Probenahmen. Diese Studie erhielt Unterstützung durch das Forschungsprojekt «SeeWandel: Leben im Bodensee – gestern, heute und morgen» im Rahmen des Interreg-V-Programms «Alpenrhein-Bodensee-Hochrhein (Deutschland/Österreich/Schweiz/Liechtenstein)» welches Mittel aus dem Europäischen Fonds für regionale Entwicklung erhält sowie Fördergelder vom Schweizer Bund und von den Kantonen. Es bestand keine aktive Mitwirkung seitens der Geldgeber bei der Entwicklung des Studiendesigns, der Datenerfassung und -analyse, der Entscheidung zur Veröffentlichung oder bei der Erstellung des Manuskriptes. Die Forschungsarbeiten wurden zudem vom Schweizer Nationalfonds (Projekt 31003A\_182489) unterstützt.

fen. Jedoch können anhaltende klimatische Veränderungen und ihre Effekte auf Gewässer in Abweichungen der bekannten Wachstumsmuster resultieren. Dies wiederum kann zu unerwarteten Phänomenen wie dem Zusammenbruch einer Population oder Oberflächenfilmbildungen führen. Zudem kommt es immer wieder zu plötzlichem Massenaufreten von *P. rubescens* in bisher unbelasteten Gewässern. Dies führt zu neuen Problemen im Management der Gewässer und stellt Ansprüche an die Behörden, auf die veränderte Situation zu reagieren. Als eindrucksvolles Beispiel sei hier der Bodensee erwähnt, in welchem es 2016 zu einem bis dato einmaligen Massenaufreten von *P. rubescens* kam. Die Hintergründe für dieses plötzliche Auftreten und ob sich *P. rubescens* in Zukunft permanent im Bodensee etablieren kann, wird derzeit im Forschungsprojekt «Seewandel: Leben im Bodensee – gestern, heute und morgen» genauer untersucht.

#### BIBLIOGRAPHIE

- [1] Posch, T. et al. (2012): Harmful filamentous cyanobacteria favoured by reduced water turnover with lake warming. *Nature Climate Change*, 2(11), 809–813
- [2] Yankova, Y. et al. (2017): Abrupt stop of deep water turnover with lake warming: Drastic consequences for algal primary producers. *Scientific Reports*, 7(1), 13770
- [3] Kurmayer, R.; Deng, L.; Entfellner, E. (2016): Role of toxic and bioactive secondary metabolites in colonization and bloom formation by filamentous cyanobacteria *Planktothrix*. *Harmful Algae*, 54, 69–86
- [4] Blom, J.F.; Robinson, J.A.; Jüttner, F. (2001): High grazer toxicity of [D-Asp3,(E)-Dhb7]microcystin-RR of *Planktothrix rubescens* as compared to different microcystins. *Toxicon*, 39(12), 1923–1932
- [5] Dittmann, E.; Fewer, D.P.; Neilan, B.A. (2013): Cyanobacterial toxins: biosynthetic routes and evolutionary roots. *FEMS Microbiology Reviews*, 37(1), 23–43
- [6] Welker, M.; von Döhren, H. (2006): Cyanobacterial peptides – Nature's own combinatorial biosynthesis. *FEMS Microbiology Reviews*, 30(4), 530–563
- [7] Blom, J.F. et al. (2003): Oscillapeptin J, a New Grazer Toxin of the Freshwater Cyanobacterium *Planktothrix rubescens*. *Journal of Natural Products*, 66(3), 431–434
- [8] Fromme, H. (2006): Gesundheitliche Bedeutung von Cyanobakterientoxinen in Badegewässern. In: *Toxinbildende Cyanobakterien (Blualgen) in Bayerischen Gewässern*. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Materialienband Nr. 125, 27–44
- [9] von Gunten, U. (2003): Ozonation of drinking water: Part I. Oxidation kinetics and product formation. *Water Research*, 37, 1443–1467
- [10] Sotton, B. et al. (2014): Trophic transfer of microcystins through the lake pelagic food web: Evidence for the role of zooplankton as a vector in fish contamination. *Science of the Total Environment*, 466–467(0), 152–163
- [11] Anneville, O.; Gammeter, S.; Strailo, D. (2005): Phosphorus decrease and climate variability: mediators of synchrony in phytoplankton changes among European peri-alpine lakes. *Freshwater Biology*, 50(10), 1731–1746
- [12] Schmid, M.; Köster, O. (2016): Excess warming of a Central European lake driven by solar brightening. *Water Resources Research*, 52(10), 8103–8116
- [13] Huisman, J. et al. (2018): Cyanobacterial blooms. *Nature Reviews Microbiology*, 16(8), 471–483
- [14] Schwefel, R. et al. (2016): Effects of climate change on deepwater oxygen and winter mixing in a deep lake (Lake Geneva): Comparing observational findings and modeling. *Water Resources Research*, 52(11), 8811–8826
- [15] Bright, D.I.; Walsby, A.E. (1999): The relationship between critical pressure and width of gas vesicles in isolates of *Planktothrix rubescens* from Lake Zürich. *Microbiology*, 145(10), 2769–2775
- [16] Holland, D.P.; Walsby, A.E. (2008): Viability of the cyanobacterium *Planktothrix rubescens* in the cold and dark, related to over-winter survival and summer recruitment in Lake Zurich. *European Journal of Phycology*, 43(2), 179–184
- [17] Walsby, A.E.; Jüttner, F. (2006): The uptake of amino acids by the cyanobacterium *Planktothrix rubescens* is stimulated by light at low irradiances. *Microbial Ecology*, 58, 14–22
- [18] Walsby, A.E. et al. (2004): Comparison of the depth where *Planktothrix rubescens* stratifies and the depth where the daily insolation supports its neutral buoyancy. *New Phytologist*, 162, 133–145
- [19] Yankova, Y. et al. (2016): Prolongation, deepening and warming of the metalimnion change habitat conditions of the harmful filamentous cyanobacterium *Planktothrix rubescens* in a pre-alpine lake. *Hydrobiologia*, 776(1), 125–138
- [20] Walsby, A.E.; Schanz, F.; Schmid, M. (2006): The Burgundy-blood phenomenon: a model of buoyancy change explains autumnal waterblooms by *Planktothrix rubescens* in Lake Zürich. *New Phytologist*, 169, 109–122
- [21] Van den Wyngaert, S. et al. (2011): Quantitative dominance of seasonally persistent filamentous cyanobacteria (*Planktothrix rubescens*) in the microbial assemblages of a temperate lake. *Limnology & Oceanography*, 56, 97–109
- [22] Oberhaus, L. et al. (2007): Grazing of two toxic *Planktothrix* species by *Daphnia pulex*: potential for bloom control and transfer of microcystins. *Journal of Plankton Research*, 29(10), 827–838
- [23] Garneau, M.É.; Posch, T.; Pernthaler, J. (2015): Seasonal patterns of microcystin-producing and non-producing *Planktothrix rubescens* genotypes in a deep pre-alpine lake. *Harmful Algae*, 50, 21–31

#### > SUITE DU RÉSUMÉ

étant détruites lorsque la pression exercée est trop forte. Dans ces conditions, les filaments ne peuvent plus parvenir à la surface. Ces 30 dernières années, il est apparu que les changements dans les lacs dus au climat peuvent conduire à des modifications de ce modèle de croissance. Pour la croissance de *P. rubescens* et pour l'utilisation des lacs concernés, ces changements peuvent être positifs ou négatifs. La surveillance des eaux déjà contaminées ou particulièrement menacées à l'aide de mesures à haute résolution des concentrations en chlorophylle *a* et de données sur les températures et la lumière sont indispensables pour pouvoir prédire et reconnaître la soudaine apparition en masse.

**WASSER ▼ BODEN ▼ LUFT**  
Analytische Untersuchungen und Beratung

**envilab**  
ANALYTIK AUS LEIDENSCHAFT

ENVILAB AG  
Mühlethalstrasse 25, 4800 Zofingen  
T 062 745 70 50, www.envilab.ch