



Cyanobakterien und Cyanotoxine in Talsperren



Ergebnisse und Handlungsleitfaden des BMBF-Verbundprojektes

CYAQUATA

Erstellt von:

Dr. Kristin Zoschke (TU Dresden)

Dr. Lothar Paul (TU Dresden)

unter Mitwirkung aller Projektpartner im Verbund CYAQUATA

Herausgegeben im Rahmen der BMBF-Fördermaßnahme „Regionales Wasserressourcen-Management für den nachhaltigen Gewässerschutz in Deutschland (ReWaM)“
Vorhaben CYAQUATA (Förderkennzeichen 033W043A).

Redaktion:

Dr. Hilmar Börnick, Technische Universität Dresden, Institut für Wasserchemie
(hilmar.boernick@tu-dresden.de)

Dr. Kerstin Röske, Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Referat
Oberflächengewässer, Hochwasserschutz
(kerstin.roeske@smul.sachsen.de)
Dresden, 10/2022

gefördert vom:

Bundesministerium
für Bildung
und Forschung



Inhalt

1. Vorwort	1
2. Einführung	2
3. Projektergebnisse	7
3.1 Methodik.....	7
3.1.1. Cyanobakterien.....	7
3.1.2. Cyanotoxine.....	10
3.1.3. Toxikologische Wirkung.....	13
3.2. Talsperren-Untersuchungen und Laborversuche.....	15
3.2.1. Monitoring an sächsischen Talsperren.....	15
3.2.2. Enclosure-Versuche.....	19
3.2.3. Laborversuche mit Cyanobakterienstämmen.....	19

4. Handlungsempfehlungen.....	21
4.1. Überwachung von Cyanobakterien-Entwicklungen.....	21
4.2. Maßnahmen zur Verminderung von Cyanobakterien- Massenentwicklungen.....	25
4.2.1. Eutrophe Brauchwasserspeicher.....	26
4.2.2. Meso- und oligotrophe Trinkwassertalsperren.....	31
4.3. Wasseraufbereitung zur Entfernung von Cyanobakterien und Cyanotoxinen.....	38
Literatur.....	40
Anhang A: Anwendungsempfehlungen FluoroProbe.....	49
Anhang B: Microcystin-Bestimmung mittels ELISA.....	52



1. Vorwort

Der vorliegende Handlungsleitfaden entstand im Rahmen des Forschungsvorhabens „CYAQUATA: Untersuchung der Wechselbeziehungen von toxinbildenden Cyanobakterien und Wasserqualität in Talsperren unter Berücksichtigung sich verändernder Umweltbedingungen und Ableitung einer nachhaltigen Bewirtschaftungsstrategie“. Dieses Projekt wurde von Mai 2015 bis Dezember 2018 innerhalb der Förderinitiative ReWaM (Regionales Wasserressourcen-Management für den nachhaltigen Gewässerschutz in Deutschland) vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) gefördert.

Am Verbundvorhaben CYAQUATA und dem vorliegenden Leitfaden waren folgende Partner beteiligt:

- Technische Universität Dresden, Institut für Wasserchemie, 01062 Dresden
- Technische Universität Dresden, Ökologische Station Neunzehnhain, 01062 Dresden
- Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, August-Böckstiegel-Str. 1, 01326 Dresden
- Umweltbundesamt Bad Elster, Heinrich-Heine-Str. 12, 08645 Bad Elster
- Cyano Biotech GmbH, Magnusstr. 11, 12489 Berlin

Das Gesamtziel des Vorhabens CYAQUATA bestand darin, die Entwicklung von toxinbildenden Cyanobakterien (CB) in Talsperren (TS) besser zu verstehen. Dafür wurde ein Monitoring an Stauseen unterschiedlicher Trophie und Nutzung (Rohwasser für Trinkwasseraufbereitung und Badegewässer¹) mit Freilanduntersuchungen an Enclosures in einer TS sowie Laborexperimenten kombiniert. Die gewonnenen Erkenntnisse tragen zur Sicherung der zukünftigen Nutzung von TS bei. Zudem wurden innovative Verfahren zur Bestimmung von CB und Cyanotoxinen (CT) sowie zur Charakterisierung ihrer Wirkung eingesetzt und erprobt. Die Ergebnisse liefern verbesserte und insbesondere praxistaugliche Instrumentarien zur Wassergüteüberwachung in Hinblick auf das Auftreten von CB bzw. deren Toxinen und zeigen Möglichkeiten und Grenzen einer Früherkennung zu erwartender Massenentwicklungen mit Toxinbildungspotential auf.

Die gewonnenen Erkenntnisse und der vorliegende Leitfaden sollen vorrangig den Talsperrenbetreibern und Wasserversorgern, aber auch Kommunen und Behörden, Handlungsempfehlungen zum nachhaltigen Umgang mit der CB-Problematik liefern.

¹ Die untersuchte TS Quitzdorf wird seit 2016 nicht mehr als EU-Badegewässer gelistet, aber immer noch als Badegewässer und für Freizeitaktivitäten genutzt.

2. Einführung

Der Gehalt und die Zusammensetzung des Phytoplanktons sind wichtige Kennzeichen der Wasserqualität und Kriterien zur Beurteilung des ökologischen Zustands von Standgewässern. In vielen Regionen der Welt hat die Wasserversorgung aus TS einen hohen Stellenwert. TS dienen der Trinkwasserversorgung, der Bereitstellung von Brauchwasser, dem Hochwasserschutz und der Niedrigwasseraufhöhung sowie Erholungszwecken. Vor allem für die Bereitstellung von hygienisch einwandfreiem Trinkwasser ist die Wasserbeschaffenheit der TS von großer Bedeutung, aber auch für die Versorgung mit Brauchwasser und für Erholungszwecke. Entsprechend der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) wurden in den vergangenen Jahren verschiedene Maßnahmen umgesetzt, die zu einer Verbesserung der Wassergüte, u. a. einer Reduktion von Nährstoffeinträgen, führten. Allerdings wurde beobachtet, dass in einigen Gewässern die in diesem Zusammenhang erwartete Verringerung des Phytoplanktonwachstums nicht eintrat, sondern sogar ein gegenläufiger Trend zu verzeichnen ist.

Beispielhaft für eine Vielzahl von TS zeigen die für die Fragestellung von CYAQUATA relevanten Ergebnisse früherer Untersuchungen im Rahmen der Langzeitstudie (1975 – 2013) an der mesotrophen, dimiktischen Trinkwasser-TS Saldenbach (Horn et al., 2006), wie komplex das Wirkungsgefüge sich überlagernder Einflüsse des Klimawandels, von Nutzungsänderungen im Einzugsgebiet und veränderter TS-Bewirtschaftung ist und welche teilweise unerwarteten Reaktionen des TS-Ökosystems zu beobachten waren. Nach einer Phase der Eutrophierung in den 1970er und 1980er Jahren war zwischen 1989 und 1991 ein starker Rückgang des P-Eintrags um mehr als 60 % infolge der Ablösung P-haltiger Waschmittel und veränderter landwirtschaftlicher Bewirtschaftung des Einzugsgebietes im Zusammenhang mit der sozioökonomischen Wende in der früheren DDR zu verzeichnen. Ab Ende der 1980er Jahre, also nahezu gleichzeitig, traten tendenziell zunehmende Symptome des Klimawandels auf. In vielen deutschen TS führten mildere Winter zu einem zeitigeren Eisauflauf oder es bildete sich keine Eisdecke mehr (Jäschke et al., 2013; Jäschke & Paul, 2018). Das hatte tendenziell längere Frühjahrsvollzirkulationen zur Folge. Es wurden in allen Monaten überwiegend steigende Trends der Oberflächen- und Epilimniontemperaturen (besonders in den Monaten April bis August) sowie Vorverlagerungen des Beginns der Sommerstagnation gefunden.

Aufgrund von Auswirkungen einer veränderter TS-Bewirtschaftung seit Anfang der 1990er Jahre wurden in der TS Saldenbach Effekte infolge des Klimawandels teilweise weiter verstärkt, dazu gehören u. a. ein Rückgang der Rohwasserabgabe, die weitgehende Einstellung der Wasserüberleitung aus der TS Rauschenbach und eine damit verbundene erhebliche Zunahme der theoretischen Verweilzeit oder die Einrichtung eines gewöhnlichen

Hochwasserrückhalteraumes im Jahre 2002 und Inbetriebnahme einer Wildbettaabgabe auf Betriebsstauniveau im März 2013. Dadurch und nicht nur infolge der globalen Erwärmung werden zunehmend geringere Durchmischungstiefen im Hoch- und Spätsommer, ein späterer Beginn der Herbstvollzirkulation und eine Verlängerung der Sommerstagnation festgestellt.

Vor dem Hintergrund der Veränderungen der abiotischen Milieufaktoren, hauptsächlich aufgrund besserer Ausnutzung des P-Wachstumspotenzials als Folge tendenziell längerer Frühjahrsvollzirkulationen, nahmen die Phytoplanktonbiomassen trotz stark verminderter P-Einträge in der TS Saidenbach generell zu (Horn et al., 2013, 2015). Die Bedeutung von *Aulacoseira* stieg im Frühjahr (gegenüber der früher dominierenden *Asterionella*) und im Spätsommer im Hypolimnion (Horn et al., 2011). Im Sommer wurden zunehmende und jährlich wechselnde Artenvielfalt und steigende Dominanz von CB bei nachlassender Bedeutung von *Fragilaria* gefunden (Horn et al., 2013 und 2015; Sachse et al., 2014). Häufiger auftretende CB-Massenentwicklungen nach 1990 wurden auch in meso- oder oligotrophen Trinkwasser-TS in Nordrhein-Westfalen beschrieben (Scharf, 2013). Höhere Phytoplanktonbiomassen wurden auch im Herbst festgestellt. Es zeigte sich eine Tendenz steigender Sauerstoffzehrungsraten im Metalimnion und oberen Hypolimnion sowie trotz fallender O₂-Zehrung in den grundnahen Schichten ein zunehmend häufigeres Auftreten fast anaerober Verhältnisse im Hypolimnion am Ende der länger andauernden Sommerstagnationen (Paul, unveröffentlicht).

Auch wenn die an der TS Saidenbach beobachteten Veränderungen nicht 1:1 auf andere TS übertragen werden können, so zeigen sie doch, wie außerordentlich komplex die Zusammenhänge sind und wie schwierig es ist, Ursache-Wirkungsbeziehungen aufzuklären. Dies kann überhaupt nur gelingen, wenn Langzeitdatensätze von in ausreichender zeitlicher Dichte erhobenen abiotischen Umwelteinflüssen und den wesentlichen biotischen Gliedern des Ökosystems vorliegen.

Die sich abzeichnende Zunahme der Häufigkeit extremer Wetterereignisse (Starkregen, Starkwinde) kann in einigen Regionen zu erhöhten Nährstoffeinträgen in die Gewässer führen. Es wird angenommen, dass insbesondere CB von den Folgen des Klimawandels profitieren (Mehner, 2010; Paerl & Otten, 2013). CB verfügen auf Grund ihrer physiologischen Flexibilität über ein hohes kompetitives Potential. Eigenschaften wie z. B. die Fähigkeit zur Regulation des Auftriebes und zur Fixierung atmosphärischen Stickstoffs machen sie zu leistungsfähigen Konkurrenten.

In den als Badegewässer genutzten Seen und Speichern muss bei starken CB-Entwicklungen der Badebetrieb eingestellt werden. Aufgrund ihrer Fähigkeit zur Bildung von Toxinen geht von CB-Massenentwicklungen eine potentielle Gefahr für die menschliche Gesundheit aus.

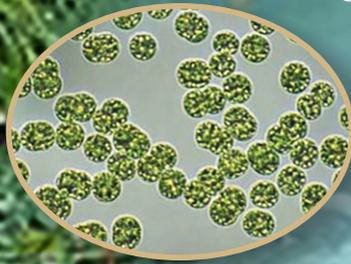
Derzeitig sind über 40 CB-Arten bekannt, die Cyanotoxine bilden (Westrick, 2010) und es wird davon ausgegangen, dass 25 bis 75 % der CB-Blüten toxisch sind (Chorus, 2001). Die CT können sehr unterschiedliche Toxizität und Wirkung aufweisen (Hepatotoxine, Neurotoxine, Zytotoxine; Tabelle 1). Bisher gibt es allerdings nur für Microcystine einen Leitwert der Weltgesundheitsorganisation (WHO) für Trinkwasser von 1 µg/l Microcystin-LR, der häufig zur Gefährdungsbeurteilung herangezogen wird. Die US Environmental Protection Agency (EPA) hat neben Microcystin-LR auch weitere CT, darunter Cylindrospermopsin, Anatoxin und Saxitoxin, in ihre aktuelle Contaminant Candidate List (CCL4) aufgenommen (Westrick & Szlag, 2018). Bei der Trinkwasseraufbereitung müssen erhöhte Konzentrationen an planktischen CB bzw. CT durch geeignete Wasseraufbereitungsschritte entfernt werden. Die vorrangige Strategie zum Schutz des Rohwassers im Sinne des Multibarrierenkonzeptes setzt jedoch bei der Vermeidung einer Bildung von toxischen CB an (Westrick, 2010).

Tabelle 1: Übersicht über Cyanotoxine (Westrick & Szlag, 2018; Meriluoto et al., 2017; Chorus & Bartam, 1999), *Stickstofffixierung

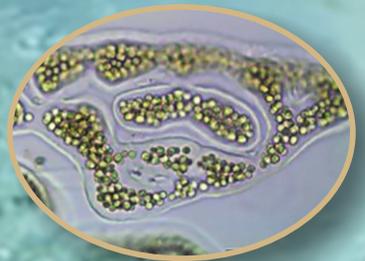
Cyanotoxin	Chemische Einordnung	Varianten	Produzenten	Toxische Wirkung
Microcystin (MC)	Zyklisches Heptapeptid	> 200	<i>Microcystis</i> , <i>Dolichospermum</i> * (früher: <i>Anabaena</i>), <i>Planktothrix</i> , <i>Anabaenopsis</i> * (Oscillatoria, Nostoc, <i>Hapalosiphon</i> , <i>Aphanacapsa</i> , <i>Gleotrichia</i> , <i>Phormidium</i> , <i>Pseudanabaena</i> , <i>Synechococcus</i> , <i>Woronichinia</i>)	Hepatotoxisch, kokarzinogen, Inhibition der Proteinphosphatase PP1 und PP2 und Phosphor-Proteinphosphatase PPP4 und PPP5 LD ₅₀ = 25-1000 µg/kg
Nodularin	Zyklisches Pentapeptid	10	<i>Nodularia</i>	Wie Microcystine, schwach karzinogen
Anatoxin-a	Bizyklisches Alkaloid	4	<i>Dolichospermum</i> *, <i>Planktothrix</i> , <i>Oscillatoria</i> *, <i>Phormidium</i> , <i>Aphanizomenon</i> * (Cylindrospermopsis, <i>Lyngbya</i> , <i>Raphidiopsis</i> , <i>Woronichinia</i>)	Neurotoxisch, bindet an Acetylcholin-Rezeptoren LD ₅₀ = 250 µg/kg
Cylindrospermopsin	Trizyklisches Guanidin-Alkaloid	4	<i>Cylindrospermopsis</i> *, <i>Dolichospermum</i> *, <i>Aphanizomenon</i> * (Umezakia, <i>Oscillatoria</i> , <i>Raphidiopsis</i>)	Multiple Toxizität in verschiedenen Organen, neurotoxisch, gentoxisch, Hemmung der Proteinsynthese LD ₅₀ = 200-2100 µg/kg
Saxitoxin	Alkaloid	57	<i>Dolichospermum</i> *, <i>Aphanizomenon</i> *, <i>Planktothrix</i> , <i>Cylindrospermopsis</i> *, <i>Lyngbya</i> (<i>Oscillatoria</i>)	Neurotoxisch, blockiert Na-Kanäle LD ₅₀ = 10-30 µg/kg



Cyanodictyon imperfectum



Microcystis aeruginosa



Microcystis wesenbergii

3. Projektergebnisse

3.1. Methodik

3.1.1. Cyanobakterien

Ein Schwerpunkt des Projekts lag auf der Erprobung und Weiterentwicklung moderner Methoden zum Monitoring von CB-Populationen. Dazu wurden im Vergleich mit klassischen Analysemethoden neuere Verfahren getestet und weiterentwickelt, die eine Quantifizierung und Differenzierung von CB in hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung ermöglichen.

Phytoplanktonmonitoring mittels Chlorophyll-Sonde

Automatisierte Verfahren zur Differenzierung und Quantifizierung von Phytoplankton basieren beispielsweise auf der photometrischen Detektion spezifischer Pigmente. Mit der FluoroProbe (bbe Moldaenke GmbH, Kiel) können Diatomeen, Grünalgen, Cryptophyceen und CB *in situ* im Gewässer unterschieden und quantifiziert werden. Typische Pigmentzusammensetzungen von Kulturen der einzelnen Phytoplanktongruppen sind in der FluoroProbe-Software als Normspektren hinterlegt und ein statistisches Verfahren ermöglicht die Zuordnung der Signale einer Mischprobe zu den einzelnen Gruppen (Beutler, 2002).

Vergleichende Sondenmessungen und mikroskopische Untersuchungen der saisonalen Entwicklung des Phytoplanktons zeigten insbesondere für die Gruppen der Diatomeen, Chrysophyceen und Haptophyceen tendenziell eine hohe Übereinstimmung. Eine direkte quantitative Vergleichbarkeit mit mikroskopisch ermittelten Zellzahlen oder Biovolumina ist jedoch nicht gewährleistet, da die mit der Sondenmessung erfassten Pigmentkonzentrationen je nach Artzusammensetzung und physiologischem Zustand der Phytoplankter deutlich variieren können (Felip & Catalán, 2000; Llewellyn & Gibb, 2000). Die Aufnahme eines Tiefenprofils ermöglicht aber z. B. die Abschätzung der Phytoplanktonverteilung und die Lokalisierung von Tiefenmaxima einzelner Phytoplanktongruppen direkt vor Ort.

Die vollständige Erfassung von CB ist problematischer, da diese unterschiedliche Pigmentzusammensetzungen aufweisen und einige Arten ihre Pigmentzusammensetzung an die Lichtverhältnisse anpassen können (chromatische Adaptation; Grossmann 2001; Kehoe 2010). Die beiden charakteristischen, bei CB vorkommenden Photopigmente sind Phycocyanin und Phycoerythrin. Während phycocyaninhaltige CB mittels Sondenmessung getrennt von anderen Gruppen erfasst werden können, wurden hauptsächlich phycoerythrinhaltige CB häufig fälschlicherweise dem Signal für Cryptophyceen zugeordnet. Eine aktuelle Weiterentwicklung der FluoroProbe, die im Projekt CYAQUATA erprobt wurde, ist

die Einführung eines zusätzlichen Kanals zur Detektion phycoerythrinhaltiger CB. Vergleichsmessungen zwischen der weiterentwickelten Sonde mit dem Vorgängermodell zeigten eine wesentlich verbesserte Zuordnung des Signals von phycoerythrinhaltigen CB. Die durch die weiterentwickelte Sonde festgestellte Klassenzuordnung von phycoerythrinhaltigen CB konnte durch fluoreszenzmikroskopische Analysen bestätigt werden.



Die weiterentwickelte FluoroProbe mit dem zusätzlichen Kanal für Phycoerythrin bietet eine wesentlich verbesserte Vor-Ort-Detektion der Cyanobakterien. Der Vorteil der FP ist die *in situ* Aufnahme von Vertikalprofilen. Allerdings ist nur eine Abschätzung der Phytoplanktongruppen und keine Bestimmung auf Artniveau oder des Biovolumens möglich.

Die erweiterten Detektionsmöglichkeiten der Sonde umfassen darüber hinaus einen weiteren Kanal für die Differenzierung von freiem, d. h. nicht an Chlorophyll gebundenem Phycocyanin, welches beim Absterben einer CB-Blüte aus den Zellen freigesetzt wird. So wird gegenüber der bisherigen Sonde unterschieden, ob z. B. eine CB-Blüte schon in Auflösung begriffen ist oder noch intakte Zellen vorhanden sind. Da Cyanotoxine in vitalen Populationen vorwiegend intrazellulär vorliegen, war die Hypothese, dass die Lyse von CB-Zellen mit der Freisetzung intrazellulärer Toxine einhergeht, sodass dieser Parameter möglicherweise als Warnsystem genutzt werden könnte. In gezielten Versuchen zur Zellyse mittels Wasserstoffperoxid konnte diese Hypothese jedoch nicht bestätigt werden. Das Messsignal für freies Phycocyanin stieg im Verlauf des Versuches kaum an, während ein deutlicher Anstieg der Konzentration an extrazellulärem Toxin festzustellen war. Die Gesamtkonzentration an Microcystinen sank durch die Behandlung mit H_2O_2 nur geringfügig.

Quantifizierung und Differenzierung von Cyanobakterien mittels Durchflussszytometrie

Eine weitere Methode zur Analyse von Phytoplanktongruppen ist die Durchflussszytometrie. Diese Methode ermöglicht die Detektion von Größe, Streuungs- und Fluoreszenzeigenschaften einzelner Partikel und kann damit Phytoplankter hinsichtlich ihrer Größe, Oberflächenstruktur und Pigmentzusammensetzung differenzieren. So können z.B. CB anhand ihres Phycocyanin- zu Chlorophyll a- Gehaltes vom übrigen Phytoplankton abgegrenzt und quantifiziert werden. Größenstandards (sizing beads) erlauben darüber hinaus die Unterscheidung von Größenklassen wie autotrophes Picoplankton ($< 2 \mu m$) oder größere kockale CB wie *Microcystis* oder *Woronichina*. Auch filamentöse CB, zu denen die zahlreiche Toxinbildner zählen, können in der Durchflussszytometrie als Population mit hohem Phycocyanin- zu Chlorophyll a-Gehalt und einem hohen Signal im Forward Scatter

(Vorwärtsstreulicht) abgegrenzt und quantifiziert werden. Anhand von CB-Kulturen entsprechender Arten wurden geeignete Aufnahmeparameter sowie Plot-Einstellungen für diese Gruppen etabliert und die Quantifizierung in Mischkulturen mit anderen CB und Algen sowie in Wasserproben der untersuchten TS im Vergleich zu mikroskopischen Zählungen überprüft. Die so ermittelten Zellzahlen für CB korrelierten gut ($R^2 = 0,8$) mit den Ergebnissen mikroskopischer Zählungen. Insbesondere das in den untersuchten TS hauptsächlich aus CB bestehende autotrophe Picoplankton konnte bei den Analysen mit hoher Übereinstimmung zu den fluoreszenzmikroskopischen Zählungen quantifiziert werden.

Das taxonomische Auflösungsvermögen der Durchflusszytometrie (Accuri C6) ist im Vergleich zur Mikroskopie begrenzt. Entsprechend der detektierten Eigenschaften ist nur eine Differenzierung in Phytoplanktongruppen mit ähnlicher Morphologie und Pigmentcharakteristik möglich. Dafür ist im Vergleich zur Mikroskopie eine deutlich schnellere Quantifizierung (Zellzahlbestimmung) der Phytoplanktongruppen möglich. Die Messung einer Probe nimmt nur wenige Minuten in Anspruch und kann prinzipiell auch direkt vor Ort erfolgen. Ein hoher Nutzen in der praktischen Anwendung ergibt sich vor allem aus der Kombination mit mikroskopischen Untersuchungen. Die zeitliche und räumliche Verdichtung der routinemäßigen Analyse des Rohwassers durch die Durchflusszytometrie ermöglicht einen gezielteren Einsatz der mikroskopischen Analyse für Proben von besonderer Relevanz.

Die Durchflusszytometrie ermöglicht die schnelle Quantifizierung morphologischer Gruppen. Allerdings ist das taxonomische Auflösungsvermögen der Durchflusszytometrie begrenzt und es ist nur eine Differenzierung in Gruppen mit ähnlicher Morphologie und Pigmentcharakteristik möglich.



3.1.2. Cyanotoxine

Molekulargenetische Untersuchung der Toxinbildung

Mit molekularbiologischen Methoden (PCR) können in Wasserproben Abschnitte cyanobakterieller Toxingene nachgewiesen werden. So kann effektiv und relativ schnell getestet werden, ob die im Gewässer vorkommenden CB über das genetische Potential zur Bildung verschiedener Toxine verfügen. Die aus den Wasserproben isolierte DNA bildet die Grundlage für die spezifische Vervielfältigung der Genabschnitte, die für die Toxinbildung verantwortlich sind, in der PCR. Für Genabschnitte zur Bildung von Microcystin, Nodularin, Cylindrospermopsin, Anatoxin und Saxitoxin wurden im Projekt entsprechende Nachweisreaktionen etabliert und für Gewässerproben und CB-Kulturen angewendet. Zeitgleich wird in diesen Reaktionen ein für CB spezifischer Genabschnitt als interne Kontrolle vervielfältigt, um ein falsch-negatives Ergebnis des Toxingen-Nachweises durch Inhibition der Reaktion auszuschließen. Nach der PCR werden die vervielfältigten DNA-Fragmente im Agarose-Gel zur Überprüfung der korrekten Fragmentgröße elektrophoretisch aufgetrennt und detektiert. Der Einsatz der PCR für Toxingenabschnitte in der Gewässerüberwachung ermöglicht ein schnelles Screening von Wasserproben auf das Vorhandensein potentiell toxinbildender CB und eine gezieltere Untersuchung von Proben hinsichtlich der tatsächlichen Toxinkonzentration.



Molekulargenetische Methoden ermöglichen die gezielte Untersuchung der Wasserproben auf das Vorkommen ausgewählter Toxingene. Eine Aussage zur Art der tatsächlich gebildeten Toxine und deren Konzentration ist jedoch nicht möglich.

Chemische Untersuchung der Toxinbildung

Die innerhalb des Projektes CYAQUATA etablierten analytischen Methoden zur CT-Bestimmung sind detailliert im Schlussbericht der TU Dresden dokumentiert. Abbildung 1 fasst die wichtigsten Möglichkeiten und Aufarbeitungsschritte für die Bestimmung der Cyanotoxine zusammen.

Generell kann man zwischen intra- und extrazellulärer sowie der Gesamtkonzentration unterscheiden. Zur getrennten Bestimmung der extra- und intrazellulären Toxinkonzentration werden die Proben filtriert. Dazu sollten Glasfaserfilter mit einer Porenweite von 0,7 µm verwendet werden. Das Filtrat kann dann für die Analytik der extrazellulären Toxine und der Filterrückstand für die Extraktion der intrazellulären Toxine genutzt werden.

Für die weitere analytische Bestimmung der CT muss aufgrund der heterogenen chemischen

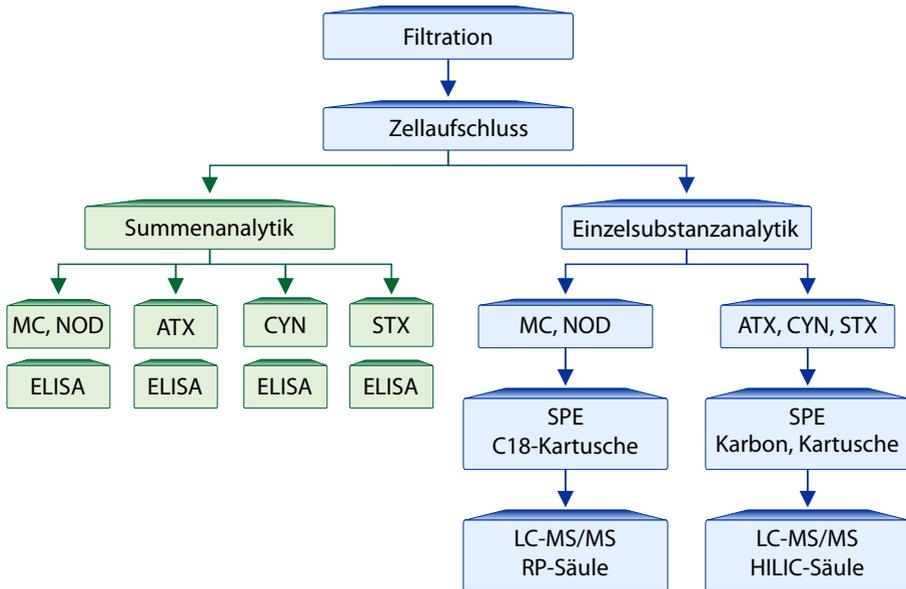


Abbildung 1: Verfahren und Aufbereitungsschritte zur Cyanotoxinbestimmung

Zusammensetzung dieser Verbindungen zwischen den standardmäßig vorrangig analytisch bestimmten Microcystinen (sowie Nodularin), die als eher unpolar eingestuft werden können, und den polareren CT Anatoxin, Saxitoxin und Cylindrospermopsin unterschieden werden. Bisher gibt es keine Methoden mit denen Microcystine, Nodularin, Anatoxin, Cylindrospermopsin und Saxitoxin mit ein und derselben Methode gleichzeitig bestimmt werden können.

Die Extraktion der CT aus der abgetrennten Biomasse bzw. der Aufschluss der Zellen für die Bestimmung der Gesamtkonzentration kann entweder mittels organischer Lösungsmittel unterstützt durch Ultraschall oder mittels dreimaligem Einfrieren-Auftauen der Probe erfolgen.

Chromatographische Trenntechniken mit massenselektiver Detektion, z. B. LC-MS/MS, bieten eine Einzelstoffanalytik (Dahlmann, 2003). Die Trennung der Microcystine (und Nodularin) erfolgt meist über eine RP-Säule (reverse phase), während für Anatoxin, Cylindrospermopsin und Saxitoxin eine HILIC-Säule (hydrophilic interaction liquid chromatography) verwendet werden sollte (Dell'Aversano et al., 2004). Wenn die Bestimmungsgrenze mittels LC-MS/MS zur direkten Analyse nicht ausreichend ist, kann zur Anreicherung eine Festphasenextraktion

(SPE) genutzt werden. Eine Anreicherung ist i.d.R. zur Bestimmung der zumeist sehr geringen extrazellulären Konzentrationen notwendig. Für die Microcystine und Nodularin eignen sich SPE-Kartuschen mit C18-Material und für die polaren Toxine karbonisierte Festphasen, wie die EnviCarb-Kartuschen (Boundy et al., 2015). Die teilweise in der Literatur beschriebene Vorgehensweise zur Verwendung beider Kartuschenmaterialien in Serie (Zervou et al., 2017) hat sich im Rahmen des Projektes CYAQUATA nicht bewährt, da unter anderem Anatoxin bereits in der ersten Kartusche zurückgehalten wird und damit im Kombinationsverfahren geringe Wiederfindungsraten erreicht werden. ELISA (enzyme-linked immunosorbent assay) ist eine biochemische Analysenmethode, die auf der Bindung der Antigene (CT) an spezifische Antikörper, die durch eine Farbreaktion sichtbar gemacht wird, beruht. Es gibt kommerziell erhältliche Kits für Microcystine (inklusive Nodularin), Anatoxin, Saxitoxin sowie Cylindrospermopsin. Das ELISA-Kit erfasst die Summenkonzentration einer Cyanotoxin-Gruppe ohne Unterscheidung in die einzelnen Varianten. Im Projekt wurde vorwiegend ein ELISA-Kit verwendet, welches die für MC und Nodularin typische Aminosäure ADDA erfasst. Die Kits enthalten eine Mikrotiterplatte mit 96 Kavitäten, die mit den Antikörpern beschichtet sind sowie die benötigten Standards und Reagenzien. Die Zahl der erfassten Toxin-Varianten ist je nach ELISA-System unterschiedlich, im Rahmen des Projektes wurde z. B. ein Kit verwendet, welches spezifisch für ADDA ist, also alle MC und NOD erkennt. Mögliche Querempfindlichkeiten sind vom Hersteller angegeben. Mit einem Kit können ca. 36 Proben analysiert werden und die Kosten für ein Kit belaufen sich auf ca. 500 € (Stand 2019). Aufgrund seiner einfachen Handhabbarkeit ist ein ELISA für die Praxis besonders zu empfehlen. Mit Hilfe der kommerziell erhältlichen Kits kann die Cyanotoxinkonzentration innerhalb von 2-4 h bestimmt werden. Für die häufig bei CB-Vorkommen auftretenden Microcystine kann damit eine regelmäßige Bestimmung in Gewässern, die zur Trinkwassergewinnung oder als Badegewässer genutzt werden, erfolgen.



Aufgrund des größeren Probendurchsatzes, der geringeren Analysenzeit und der niedrigen Anforderungen an die Laborausstattung eignen sich ELISA-Kits als Screening-Verfahren für Microcystine. Mit der Einzelstoffanalytik mittels LC-MS/MS ist eine bessere Gefährdungsabschätzung möglich, da sich die verschiedenen Cyanotoxine stark in ihrer Toxizität unterscheiden.

3.1.3. Toxikologische Wirkung

Um die große Breite von toxikologischen Wirkmechanismen von bekannten und bisher noch unbekannter CT in einem komplexen Organismus wie dem Menschen zu erfassen, ist es notwendig eine größere Anzahl von Humanzell-basierten In-vitro-Assays parallel einzusetzen. Da diese In-vitro-Assays teuer und aufwändig sind, können sie für das Screening von Gefährdungspotenzialen durch CT in Wasserproben derzeit nicht vorgeschlagen werden. Jedoch ist deren Einsatz für spezifische Fragestellungen sinnvoll. So kann zum Beispiel beim Auftreten neu identifizierter CT eine Aufklärung der potentiellen Wirkmechanismen durch den Einsatz der im Projekt vorgeschlagenen In-vitro-Teststrategie für CT bei größer angelegten wissenschaftlichen Studien erfolgen. Zudem können im Rahmen einer wirkungsbezogenen Analytik toxikologisch relevante, bislang nicht einzuordnende Einzelsubstanzen (gegebenenfalls auch Gemische bzw. Toxine in komplexeren Matrices) beim Auftreten von Erkrankungen, die vermutlich mit CB belastetem Wasser in Verbindung stehen, für weitergehende Analysen ermittelt werden.

Für ein mögliches toxikologisches Screening von CB-haltigem Wasser fehlt den bisherigen Verfahren noch die ausreichende Sensitivität, um ein Gefährdungspotential sicher bestimmen zu können. Denkbar sind hier bei ausreichend nachgewiesener Empfindlichkeit vor allem Testsysteme, die für hauptsächlich extrazellulär vorhandene Cyantoxine wie Anatoxin, Saxitoxin und Cylindrospermopsin empfindlich sind. Hintergrund ist, dass überwiegend intrazellulär vorhandene CT wie Microcystine durch Filtration der CB aus dem Wasser gut, die im Wasser gelösten CT jedoch schwerer zu entfernen sind.

Die innerhalb des Projektes CYAQUATA etablierten in-vitro-biotestbasierten Methoden zur Bestimmung des toxikologischen Gefährdungspotenzials sind detailliert im Schlussbericht des Teilprojekts 4 vom Umweltbundesamt dokumentiert. Für eine toxikologische CT-spezifische in-vitro-Testung haben sich im Projekt folgende zwei In-vitro-Bioassays als besonders sensitiv erwiesen, wenn eine ausreichend hohe CT-Konzentration wie bei der Einzelsubstanztestung (> 25 bis 500 µg/l) oder bei angereicherten Proben (> 10-1000fach) im Test vorliegt:

- Für Microcystine: Zytotoxizitätsassays mit HEK293-OATP1B3-kompetenten-Nierenzellen (z.B. XTT-Assay, 24 h)
- Für Cylindrospermopsin und wiederkehrende toxische CB-bedingte Effekte, die bisher nicht einem einzelnen bekannten CT zugeordnet werden können: Zytotoxizitätsassays mit SH-SY5Y-Neuroblastoma-Zellen (z.B. RealTime Cell Analyzer (RTCA), 24 h)

Es können jedoch mindestens die nachfolgend genannten vier Fälle definiert werden, wo eine Toxizitätstestung von CT mittels In-vitro-Verfahren empfohlen wird:

- bei wahrscheinlich durch CB ausgelöster Erkrankung von Tieren und Menschen mit Symptomen, die keinem der bekannten CT zugeordnet werden können,
- um einen einzelnen CB-Stamm auf dessen Toxizität zu testen,
- um die Toxizität chemisch neu identifizierter CT zu charakterisieren,
- um bei regelmäßig wiederkehrenden Massenentwicklungen von CB ein toxikologisches Gefährdungspotential durch bisher unbekannte CT (Bernard *et al.*, 2003; Fastner *et al.*, 2003; Antal *et al.*, 2011) zu erfassen.



Eine wirkungsbasierte Teststrategie wurde etabliert, die Sensitivität einzelner Tests reicht allerdings noch nicht für das schnelle und empfindliche Screening von Wasserproben auf die bisher am häufigsten auftretenden CT.

3.2. Talsperren-Untersuchungen und Laborversuche

Durch ein umfassendes Monitoring von fünf sächsischen TS und Speichern unterschiedlicher Trophie, Enclosure-Versuchen in einer TS sowie Laborversuchen mit aus den Gewässern isolierten CB-Stämmen sollten Erkenntnisse über Umweltfaktoren gewonnen werden, die eine Massenentwicklung von CB sowie die Toxinbildung beeinflussen.

3.2.1. Monitoring an sächsischen Talsperren

Für das Monitoring wurden fünf sächsische TS ausgewählt: die eutrophen Brauchwasserspeicher Radeburg II und Quitzdorf, die mesotrophen Trinkwasser-TS Gottleuba und Saidenbach sowie die oligotrophe Trinkwasser-TS Neunzehnhain II. Parallel zu den Probenahmen für die mikroskopischen, molekularbiologischen und durchflusszytometrischen Analysen und zur Kultivierung von CB wurden vollständige Tiefenprofile hydrophysikalischer Begleitdaten (Wassertemperatur, pH-Wert, Sauerstoffgehalt und -sättigung, elektrische Leitfähigkeit) sowie von Parametern der FluoroProbe aufgenommen, z.T. in Zusammenarbeit mit dem Praxispartner LTV.

Die im Projekt CYAQUATA erfassten auffälligen Cyanobakterien-Entwicklungen in den untersuchten sächsischen Gewässern wurden in einer Datensammlung zusammengefasst. Wir empfehlen diese Datensammlung auch zukünftig weiterzuführen, um bessere Schlussfolgerungen aus den langjährigen Daten ziehen und evtl. Muster erkennen zu können.

Folgende Informationen sollten bei auffälligen CB-Entwicklungen in eine solche Chronologie aufgenommen werden:

- Allgemeine Informationen zum Gewässer, räumliche und zeitliche Einordnung des Ereignisses,
- Informationen zur Probenahme,
- Auffällige Art,
- Zusatzinformationen/Hintergründe,
- Bildung von Cyanotoxinen oder anderen Sekundärmetaboliten,
- Genetisches Potential zur Toxinbildung.

Das Wachstumspotential der CB in einem Gewässer wird im Wesentlichen über den Gesamtphosphor (TP) bestimmt. In meso- und oligotrophen Gewässern spielt vor allem der in der Biomasse inkorporierte P-Anteil eine wichtige Rolle. Daher lässt sich auch ein positiver Zusammenhang zwischen Trophie und dem möglichen maximalen CB-Aufkommen (Biovolumen) formulieren (Dolman et al., 2012), der auch mit den Daten aus dem Projekt

bestätigt wurde. So wird das Phytoplankton in eutrophen Systemen ($TP > 100 \mu\text{g/l}$) meist von CB dominiert (Horn, 2015). In meso- ($TP < 20 \mu\text{g/l}$) und oligotrophen Gewässern ist das Risiko von CB-Massenentwicklungen als gering einzuschätzen (Bundesgesundheitsblatt, 2015). Jedoch treten in der TS Saidenbach trotz der Reduzierung der Phosphateinträge in den letzten Jahren verstärkt CB auf (Horn, 2015). Eine ähnliche Entwicklung, hin zur CB-Dominanz trotz Phosphatreduzierung, wurde u. a. auch im Zürichsee, Schweiz, festgestellt (Dunker et al., 2016).



Die Nährstoffverfügbarkeit (insb. Phosphor) hat einen erheblichen Einfluss auf die Entwicklung von Cyanobakterien.

Welcher aktuelle Biomasseertrag unter den vorliegenden Bedingungen erreicht wird, hängt von weiteren potentiell limitierenden Faktoren, wie Licht, Grazing, Temperatur und Turbulenz ab. Beispielsweise fördern erhöhte Temperaturen die Entwicklung der CB. Neben den abiotischen und biotischen Faktoren hat auch die Bewirtschaftung Einfluss auf die CB-Entwicklung und damit auch auf die Toxinbildung. Die schwach mesotrophe TS Saidenbach scheint sich in einem trophischen Bereich zu befinden, in dem bereits vergleichsweise kleine Abweichungen der Nährstoffeinträge und/oder der physikalischen Struktur infolge häufig kurzzeitiger Schwankungen meteorologischer Einflüsse oder der TS-Bewirtschaftung deutliche Auswirkungen auf die CB-Entwicklung, insbesondere auf die Artenzusammensetzung, das Vorkommen potentiell toxischer Arten und die Toxinproduktion haben.

Die Wirkung von Einflussfaktoren und der Einfluss kurzzeitiger Ereignisse auf die CB-Entwicklung sind TS-spezifisch. Daher lässt sich die CB-Entwicklung nicht auf der Grundlage eines oder einiger weniger, im Abstand von Tagen oder gar Wochen gemessener Parameter allgemein vorhersagen.



Die Wirkung von Einflussfaktoren und die Rolle spezifischer Ereignisse auf die CB-Entwicklung sind für jede Talsperre individuell und nicht einfach übertragbar auf andere Systeme. Dies gilt insbesondere für vergleichsweise gering belastete mesotrophe Speicher.

Eutrophe Brauchwasserspeicher

Die in den Sommermonaten in den TS Quitzdorf und Radeburg II registrierten CB-Massenentwicklungen waren aufgrund der Trophie zu erwarten und wurden anhand der Untersuchungsergebnisse im Projekt bestätigt. In beiden Gewässern wurden hohe CB-Biovolumina erreicht und die CB-Population wurde häufig von der Gattung *Microcystis* dominiert. Die höchsten Biovolumina an CB wurden von Juni bis September registriert.

Während der sommerlichen massenhaften CB-Entwicklung in Radeburg II und Quitzdorf konnten auch stets intrazellulär Microcystine nachgewiesen werden. Die extrazellulären Konzentrationen blieben jedoch gering (meist $< 1 \mu\text{g/l}$). Betrachtet man jedoch die Gesamtkonzentration (intra- und extrazellulär) an MC, so wird der WHO-Leitwert von $1 \mu\text{g/l}$ in den Sommermonaten regelmäßig überschritten. Dies ist vor allem bei der Nutzung des Gewässers für Freizeitaktivitäten von Bedeutung, bei denen Biomasse aufgenommen werden kann. Im Falle des erhöhten Auftretens von CB ist vor Nutzung der betroffenen Gewässer zu warnen. Die Zusammensetzung der MC-Varianten unterschied sich nur geringfügig zwischen den beiden eutrophen Flachwasserspeichern. Da in beiden Gewässern vor allem MC-LR, -RR und -YR auftraten, können diese drei MC-Varianten als Leitsubstanzen („Key compounds“) für solche eutrophen Gewässer mit häufigem Auftreten von *Microcystis* betrachtet werden.

In den eutrophen Gewässern traten in den Sommermonaten regelmäßig Cyanobakterien-Massenentwicklungen auf. Diese wurden von ***Microcystis*** dominiert und enthielten kritische Mengen an Microcystinen.



Oligo- und mesotrophe Trinkwassertalsperren

Als Beispiel einer schwach mesotrophen TS wurde im Zuge des Projektes CYAQUATA die dimiktische, P-limitierte Trinkwasser-TS Saidenbach betrachtet. Das Phytoplankton in der TS Saidenbach besteht im Sommer vorwiegend aus Diatomeen und CB. Seit Ende der 1980er Jahre gewannen die CB zunehmend an Bedeutung, während die Biovolumina der Kieselalge *Fragilaria* abnahmen (Horn, 2015). Phosphor ist der limitierende Nährstoff für das Phytoplankton-Wachstum. Mit diesen Charakteristika ist die TS Saidenbach ein typischer Vertreter für mesotrophe Trinkwasser-TS in Mittelgebirgslagen gemäßigter Breiten.

Die Untersuchungen im Rahmen von CYAQUATA in den Jahren 2016 – 2018 zeigten, dass die CB-Entwicklung in der TS Saidenbach bereits vor Beginn der Sommerstagnation auf niedrigem Niveau in den tiefen Schichten wahrscheinlich infolge des Aufsteigens von CB-Dauerstadien vom Sediment begann. Sie ist damit abhängig von der Vorjahres-Population und deren Überwinterung im Sediment sowie von den Bedingungen im Frühjahr während

der Etablierung der Population (Ihle et al., 2005). Beispielsweise überwintert *Microcystis* mit vegetativen Zellen im Sediment (Visser et al., 2016). Im Frühsommer verlagerte sich der Schwerpunkt der CB-Entwicklung ins Meta- und Epilimnion, ohne allerdings im Hinblick auf die Phytoplanktonbiomasse Dominanz zu erlangen.

Im Spätsommer spielt der Eintrag von CB aus oberhalb liegenden Gewässern und den Vorsperren eine wichtige Rolle. Bei langanhaltend warmen Witterungsbedingungen bilden sich vor allem in den Vorsperren CB-Blüten, die in die Hauptsperre eingetragen werden und sich von der Stauwurzel her ausbreiten können. Das „Animpfpotential“ der Vorsperren der TS Saldenbach ist aufgrund der Überleitungen aus der Revierwasserlaufanstalt in Trockenperioden besonders hoch.

In der TS Saldenbach dominierten CB-Gattungen der Chroococcales, darunter einzellige und koloniebildende Picoplankter sowie *Radiocystis geminata* und *Microcystis sp.*. Im Spätsommer, vor allem im Jahr 2017, konnten im Epilimnion (Probe aus 2 m Tiefe) geringe CB-Aufkommen festgestellt werden. In dieser Zeit wurden intrazellulär auch Microcystine nachgewiesen. Die Gesamt-MC-Konzentration war jedoch deutlich niedriger als in den eutrophen TS und lag unter 1 µg/l. Neben dem Epilimnion wurde auch das Metalimnion beprobt. Vor allem im trockenen und sonnenreichen Jahr 2018 wurde im Metalimnion eine Entwicklung von *Planktothrix rubescens* beobachtet und Microcystine nachgewiesen.

Aus der TS Gottleuba wurde die jeweilige Beprobungstiefe anhand der FluoroProbe-Messung im Bereich der höchsten Signale im *Planktothrix*-Kanal der Sonde ausgewählt. Dominant waren dabei ebenfalls die Vertreter der Chroococcales (u.a. *Aphanocapsa*, *Aphanothece*, *Chroococcus limneticus*, *Coelosphaerium kuetzingianum*). In diesem Gewässer ist *Planktothrix rubescens* als Toxinbildner relevant. Für die Vorkommen von *P. rubescens* lassen sich nicht die bisher definierten Key Compounds MC-LR, -RR und -YR heranziehen, da diese Art vor allem demethylierte MC-Varianten bildet. In diesem Fall eignet sich der ELISA zur schnellen und sicheren summarischen Bestimmung der Microcystine.



In den mesotrophen Trinkwassersperren traten nur geringe Biovolumina an toxinbildenden Cyanobakterien auf und die Gesamtkonzentration an Microcystinen lag meist unter dem WHO-Leitwert für Trinkwasser von 1 µg/l.

3.2.2. Enclosure-Versuche

Um zu erfassen, welche TS-Kompartimente eine Bedeutung für die Initiierung und Ausbreitung von CB-Entwicklungen haben, wurden Freilanduntersuchungen mit Enclosures durchgeführt. Die Ergebnisse zeigten, dass für den Beginn einer CB-Entwicklung sowohl das Inoculum innerhalb der TS als auch Einträge aus vorgelagerten Gewässern und Vorsperren bedeutsam sind. Letztere können sich innerhalb kurzer Zeit stark ändern und werden nur bei in hinreichender zeitlicher Dichte stattfindender Beprobung erfasst. Die Ergebnisse lassen vermuten, dass die Entwicklung von *Microcystis sp.* vor allem im Frühjahr in der TS stattfindet, während *Dolichospermum sp.* vermehrt im Spätsommer durch Massenentwicklungen in den Vorbecken eingetragen wird. Warmwetterphasen und starke Absenkungen des Stauspiegels, insbesondere im Hoch- und Spätsommer, begünstigten die CB-Entwicklung.

Anhand weitergehender Enclosureversuche wurde untersucht, wie sich Manipulationen der Nährstoffverhältnisse (Phosphat, Silikat) und der vertikalen Durchmischung auf CB-Entwicklung und Toxinbildung auswirken. Höhere Phosphatkonzentrationen verstärkten die Entwicklung von CB und förderten vor allem toxinbildende Arten, wie *Microcystis*, während einer Warmwetterphase. Eine künstliche Durchmischung und die damit verbundene Turbulenz in der Wassersäule schwächten die CB-Entwicklung und die Toxinbildung ab. Freilandversuche mit Enclosures helfen, das grundlegende Verständnis zu Ursachen und möglicher Vermeidungsansätzen in einer bestimmten TS zu verbessern. Die Aussagekraft der Enclosureversuche ist jedoch begrenzt und kann nur durch Langzeituntersuchungen sowie Parallel- und Wiederholansätze verbessert werden.

Die Enclosureexperimente bestätigten auch unter den schwach mesotrophen Bedingungen der TS Saldenbach im Wesentlichen die bekannten Hypothesen: P-Zugabe fördert artspezifisch CB- und CT-Entwicklung, Diatomeen profitieren von Si-Zugabe und



3.2.3. Laborversuche mit Cyanobakterienstämmen

Mit den Laborversuchen wurde gezielt untersucht, in welchem Ausmaß abiotische Faktoren (z. B.: Nährstoffverfügbarkeit, Temperatur) die CB-Entwicklung und die CT-Bildung beeinflussen. Dazu wurden verschiedene CB-Reinkulturen untersucht, die teilweise im Zuge des Projektes aus den untersuchten TS isoliert wurden.

Die Laborkulturen bildeten hauptsächlich Microcystine und vor allem die Varianten MC-LR, -RR und -YR. Es waren keine Veränderungen in der Zusammensetzung der Varianten bei den variierenden Randbedingungen erkennbar. Damit spiegeln die Laborkulturen gut die Key Compounds wieder, die in den TS gefunden wurden. Produzenten von Saxitoxin, Anatoxin oder Cylindrospermopsin konnten nicht aus den TS isoliert werden.

Es zeigte sich, dass unter allen Bedingungen der Laborversuche die intrazelluläre Microcystinkonzentration bezogen auf die Zellzahl konstant blieb. Dies unterstützt die These, dass Wachstum und Toxinkonzentration eng aneinandergeliegt sind und Microcystin ein konsekutiver Zellbestandteil ist (Jähnichen et al., 2008; Pearson et al., 2016).

Bei den meisten Laborversuchen stieg die Biomasse im Kulturansatz mit steigender Nährstoffverfügbarkeit. Auch in der Literatur wird die Verfügbarkeit von Nährstoffen als wesentliche Stimulanz des CB-Wachstums beschrieben (Paerl & Otten, 2013). Damit sind erhöhte Nährstoffkonzentrationen in Gewässern ein wichtiger Auslöser für das Auftreten von Massenentwicklungen von CB. Die Nährstoffe Nitrat und Phosphat haben vor allem in der stationären Phase der Kulturentwicklung einen positiven Einfluss auf die gebildete Biomasse und den Toxingehalt.

Insgesamt zeigten die durchgeführten Laborversuche, dass die Abhängigkeit des Wachstums und der Toxinbildung von den abiotischen Kultivierungsparametern stammspezifisch ist. Erhöhte Licht- oder CO₂-Verfügbarkeit kann abhängig vom Stamm die Produktivität erhöhen, senken oder keinen Einfluss ausüben.

Höhere Temperaturen führten teilweise zu einem höheren Wachstum und einer höheren Toxinbildung. Bei einigen Stämmen zeigte sich aber auch ein geringes Wachstum bei Temperaturen über 25°C (Lürling et al., 2017). Eine durch den Klimawandel bedingte Erhöhung der Wassertemperatur muss also nicht zu vermehrten Problemen mit CT führen, aber es gibt wahrscheinlich in den meisten Gewässern CB-Stämme, die von den veränderten Bedingungen profitieren. Veränderungen, die durch den Klimawandel hervorgerufen werden, lassen sich nur sehr begrenzt im Labor simulieren.

 Wachstum und Toxinbildung sind eng aneinandergeliegt. Die abiotischen Einflussfaktoren auf das Wachstum sind stammspezifisch.

4. Handlungsempfehlungen

4.1. Überwachung von Cyanobakterien-Entwicklungen

CB-Entwicklungen werden durch ein komplexes Zusammenwirken verschiedener Faktoren initiiert und gesteuert. Dabei zeigt sich eine hohe Dynamik hinsichtlich des Vorkommens einzelner Arten, die von den Nährstoff- und Temperaturverhältnissen sowie Bewirtschaftungsfaktoren, z. B. Stauspiegeländerungen, abhängig ist. Für die Überwachung von CB-Entwicklungen und zur Gefährdungsabschätzung werden daher drei Arten von Methoden benötigt, die auch TS-Betreiber eigenständig realisieren können (Oehrle et al., 2010):

- I) kontinuierliches Monitoring (z. B. Temperatur, Trübung),
- II) Vor-Ort-Analysenmethoden (z. B. Chlorophyll a) und
- III) quantitative Methoden (z. B. Microcystin-Bestimmung mittels ELISA).

Zudem müssen auch immer die Gegebenheiten des jeweiligen Gewässers (z. B. Tiefe) und die zu schützende Nutzung betrachtet werden. Abbildung 2 zeigt Empfehlungen zum methodischen Vorgehen der Wassergüteüberwachung in Hinblick auf CB und CT.

Ein kontinuierliches Monitoring wichtiger Gewässerparameter, wie Temperatur und Trübung, liefert neben wichtigen Informationen für die Bewirtschaftung auch Daten für die Entwicklung von Modellen zur Vorhersage von CB-Massenentwicklungen und deren Dynamik (Meriluoto et al., 2017). Die bisherigen Vorhersagemodelle erreichen auf dieser Grundlage derzeit eine Vorhersage für wenige Tage. Ein Modell von Recknagel et al. (2014) ermöglicht eine 7-tägige Vorhersage der Entwicklung von *Cylindrospermopsis* basierend auf online-Daten zur Wassergüte. Mit Hilfe kontinuierlicher Sensordaten und einer 1- bis 2-wöchentlichen Bestimmung der CB-Zellzahl oder der Microcystin-Konzentration konnten Recknagel et al. (2017) die Dynamik der CB-Population und der Microcystinkonzentration für bis zu 30 Tage vorhersagen. Auch ohne solch ein komplexes Modell ermöglicht das Monitoring an einem Gewässer über mehrere Jahre die Identifikation jahreszeitlicher Muster und damit eine recht gute Prognose (Bundesgesundheitsblatt, 2015).

Für eine Vorhersage von CB-Massenentwicklungen sind Messungen der abiotischen Milieufaktoren in hoher zeitlicher Auflösung notwendig.



Für die regelmäßige Überwachung des Gewässers hinsichtlich CB-Entwicklungen wird der Einsatz einer FluoroProbe (bbe Moldaenke) oder vergleichbarer Geräte empfohlen, die es erlauben, auf der Grundlage von *in situ* Chlorophyllmessungen Vertikalverteilungen

Brauchwassertalsperren

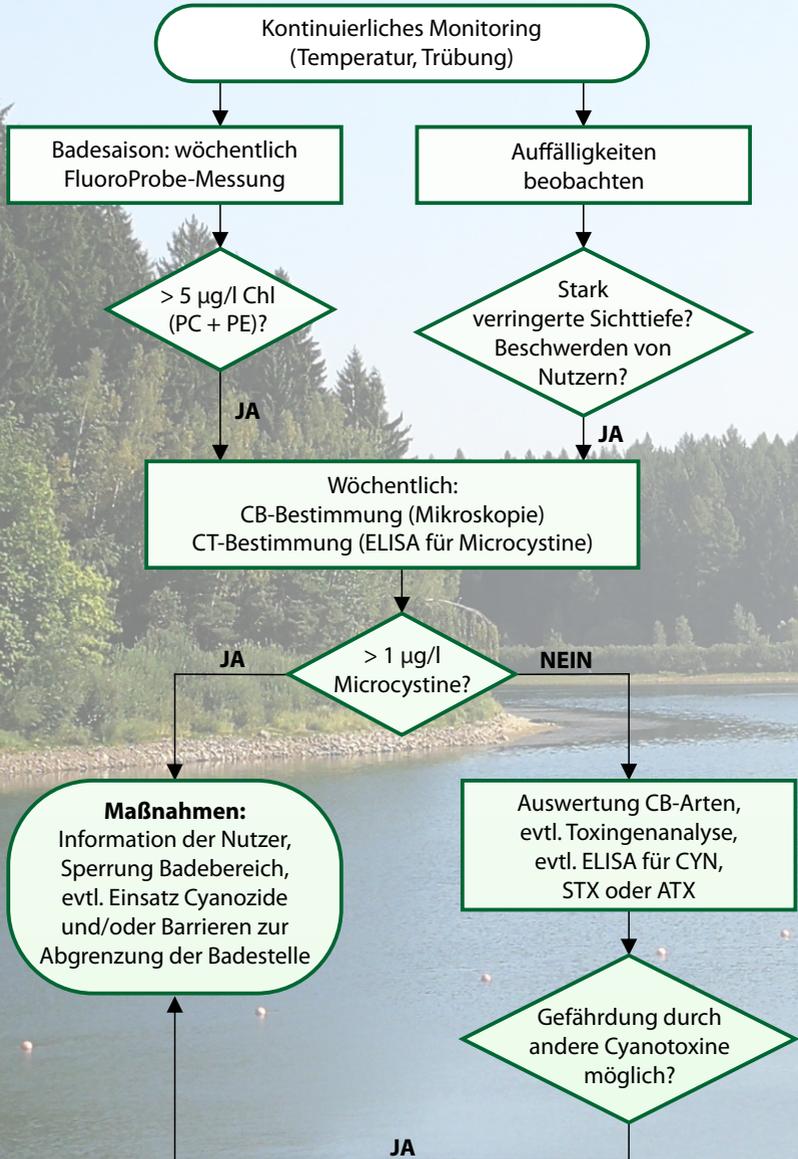
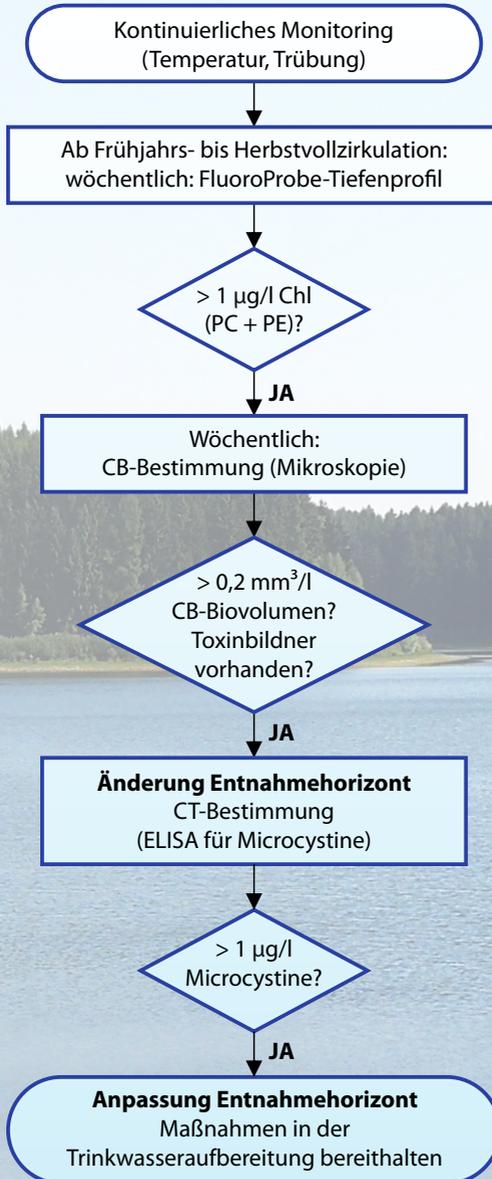


Abbildung 2: Methodisches Vorgehen der Wassergüteüberwachung unter Berücksichtigung der CB-Problematik.

Trinkwassertalsperren



dominanter Algengruppen, insbesondere der CB, zu erfassen. In den Wintermonaten ist eine monatliche Überwachung ausreichend. Ab der Frühjahrvollzirkulation bis ca. Ende Juni und am Ende der Sommerstagnation sollte das Screening nach Möglichkeit wöchentlich erfolgen, da sich CB-Entwicklungen rasch etablieren oder verstärken können. Da die meisten Talsperrenbetreiber bzw. die für die Messungen beauftragten Einrichtungen/Institutionen die hierfür notwendige personelle Absicherung jedoch nicht aufbringen können, wird die Nutzung automatisch arbeitender Messstationen, z.B. an den Entnahmehorizonten, bzw. die Einrichtung von Messplattformen, welche die Aufnahme eines gesamten Tiefenprofils gestatten, empfohlen. Allerdings ergibt sich hierbei die Notwendigkeit einer regelmäßigen und sorgfältigen Wartung sowie die Auswertung der anfallenden größeren Datenmengen. In den flachen Brauchwasserspeichern ist eine Messung in den oberen Schichten ausreichend. Diese sollte während der Badesaison ebenfalls wöchentlich erfolgen. Hierzu bietet sich z. B. die Verwendung des einfach zu bedienenden Handmessgerätes AlgaTorch an, welches eigens für eine schnelle, vom Gewässerufer aus praktikierbare Bestimmung des Chlorophyll a-Gehalts von Cyanobakterien sowie des Gesamtgehaltes aller vorhandener Mikroalgen entwickelt worden ist.

Ein einheitliches, korrektes und methodisches Vorgehen ist bei der Messung mit der FluoroProbe unabdingbar, eine detaillierte Vorlage zur Handhabung der FluoroProbe ist im Anhang A beschrieben. Für die Auswertung der CB sollten neben dem Kanal für CB, in dem eine Erfassung phycocyaninhaltiger CB(PC) erfolgt, auch der sog. „*Planktothrix*-Kanal“ für phycoerythrinhaltige CB(PE) verwendet werden. Je nach Nutzung des Gewässers, z. B. als Badegewässer oder für die Trinkwasserversorgung, sollte ab einer Chlorophyll a-Konzentration (CB(PC) + CB(PE), gemessen mit FluoroProbe) von 5 µg/l für Trinkwasser-TS bzw. 1 µg/l für Brauchwasser-TS die wöchentliche mikroskopische Bestimmung des Phytoplanktons vorgenommen werden. In diesem Fall sollte zudem wöchentlich auch die Konzentration der am häufigsten auftretenden CT, der Microcystine, bestimmt werden. Für die analytische Bestimmung eignet sich am besten das Immunoassay ELISA. Das detaillierte Vorgehen ist in Anhang B (Microcystin-Bestimmung mittels ELISA) zusammengefasst.

Beim Nachweis von Microcystinen sollten entsprechende Maßnahmen (z. B. Änderung Entnahmehorizont, Einsatz Cyanocide) getroffen werden, um Nutzungseinschränkungen zu vermeiden.



Für die Gewässerüberwachung eignen sich die FluoroProbe zur Erfassung der Cyanobakterien und Screening-Methoden wie ELISA zur Quantifizierung der Cyanotoxine.

Wurden bei höheren CB-Aufkommen keine oder nur sehr geringe Gehalte an Microcystinen detektiert, sollte anhand der nachgewiesenen CB-Arten geprüft werden, ob möglicherweise Produzenten von Neuro- (z. B. Anatoxin) oder Cytotoxinen (z. B. Cylindrospermopsin) vorkommen könnten. Tabelle 1 gibt dafür eine Zusammenstellung von CT und möglicher Produzenten. In dieser Situation ist auch der Einsatz der PCR für die Bestimmung der Toxingensektoren denkbar, um die Wasserprobe auf potentiell toxinbildende CB zu testen. Für die gezielte analytische Untersuchung der Probe hinsichtlich der tatsächlich vorkommenden CT ist der Einsatz spezieller ELISA-Systeme sinnvoll.

4.2. Maßnahmen zur Verminderung von Cyanobakterien-Massenentwicklungen

Die Bekämpfung der Eutrophierung ist die wichtigste Maßnahme zur Vermeidung bzw. Begrenzung von CB-Blüten. Die Reduzierung der externen und internen Nährstoffeinträge ist eine langfristige und zugleich die aus derzeitiger Sicht einzig nachhaltige Strategie für alle Gewässertypen. Weitere Maßnahmen im Gewässermanagement dienen vor allem der Kontrolle der internen Nährstoffverfügbarkeit. Denkbar sind weitere begrenzt verwendbare Maßnahmen, deren Einsatz unter Berücksichtigung der jeweiligen spezifischen Besonderheiten einer TS genau abgewogen werden muss. Hierzu zählen technische Ansätze wie Belüftung und Durchmischung, das Ausbaggern von Sedimenten, Phosphatpräzipitation und Sedimentinaktivierung mit geeigneten Fällmitteln sowie der Einsatz von Algiziden (Merel et al., 2013). Als kurzfristige Maßnahmen zur Minderung der negativen Auswirkungen von CB-Entwicklungen auf die Gewässernutzung können die Änderung der tiefenselektiven Rohwasserentnahme, schwimmende Barrieren zur Vermeidung der Verdriftung von Aufrahmungen und der Einsatz von Algiziden zu Beginn einer Massenentwicklung in Erwägung gezogen werden. Alle genannten Technologien sind von therapeutischer Natur und daher in der Regel nicht nachhaltig. Aufgrund der unterschiedlichen Ursachen von CB-Entwicklungen und unterschiedlicher Nutzungsansprüche wird auf die Eignung der genannten Verfahren in den folgenden Kapiteln in Bezug auf verschiedene Gewässertypen eingegangen.

Die Verringerung der externen P-Einträge ist die ultimative und einzig nachhaltige Lösung zur Beherrschung der Cyanobakterien-Problematik. Andere Maßnahmen sind therapeutischer Natur mit i.d.R. ständig notwendiger Wiederholung und nur zeitlich begrenzter Minderung negativer Auswirkungen auf die Gewässer, wobei sich andere nachteilige Folgen ergeben können.

4.2.1. Eutrophe Brauchwasserspeicher

Ein P-Überangebot wird allgemein als Hauptursache für CB-Massenentwicklungen betrachtet. Daher sind jährlich auftretende sommerliche CB-Blüten in eutrophen Gewässern, wie im Speicher Radeburg II und der TS Quitzdorf, nicht verwunderlich. Neben dem Nährstoffangebot spielt auch die Temperatur eine Rolle. Beide Faktoren zeigen einen positiven Zusammenhang zum CB-Biovolumen (Rigosi et al., 2014). Dabei reagieren einige Arten, wie *Aphanizomenon*, *Dolichospermum*, *Choococcus*, *Coelosphaerium*, *Phormidium* und *Synechococcus*, stärker auf den Nährstoffeinfluss und andere, wie *Lyngbya*, *Merismopedia*, *Microcystis* und *Oscillatoria*, stärker auf die Erhöhung der Temperatur.

Auch in eutrophen Gewässern kann die Artenzusammensetzung bei ähnlichen Nährstoffkonzentrationen und vergleichbaren klimatischen Bedingungen stark variieren. Dies zeigte sich ebenfalls bei den beiden untersuchten eutrophen Gewässern. Welche Einflussfaktoren für diese Variabilität verantwortlich sind, konnte auch innerhalb des Projektes nicht geklärt werden. In einigen Gewässern, wie der TS Quitzdorf, wird das CB-Aufkommen vor allem durch *Microcystis* dominiert. Bei Massenerkrankungen (ab ca. 5 µg/l Chl a, gemessen mit FluoroProbe) ist eine hohe Microcystinkonzentration zu erwarten. Bei eutrophen Gewässern mit einer wechselnden Zusammensetzung der CB-Population muss zusätzlich zu Microcystinen auch mit anderen CT gerechnet werden. Beispielsweise konnte im Speicher Radeburg II neben Microcystinen auch Saxitoxin nachgewiesen werden. Microcystine werden hauptsächlich in den Zellen gespeichert und es lassen sich meist nur geringe extrazelluläre Konzentrationen nachweisen. Im Gegensatz dazu können bei Anatoxin, Cylindrospermosin und Saxitoxin auch extrazellulär erhöhte Konzentrationen auftreten. Auf jeden Fall sollte beim Auftreten von CT die Öffentlichkeit informiert und vom Baden abgesehen werden. Es besteht die Gefahr des Verschluckens von Biomasse, vor allem bei Aufrahmungen und für Kleinkinder. Bei der Nutzung des Wassers eutropher Speicher für die Trinkwassergewinnung sollten entsprechende Maßnahmen, z. B. Uferfiltration, genutzt werden, um die CB und CT aus dem Wasser zu entfernen. Beispielsweise sollte für die Nutzung des Filtrates des Speichers Radeburg II im Wasserwerk Brockwitz-Rödern nach der Bodenpassage eine deutlich geringere Gefährdung durch CT bestehen, da vor allem MC mittels Uferfiltration relativ gut entfernbar sind (Grützmaker et al., 2010) und die registrierten Konzentrationen an Saxitoxin sehr gering waren.



Beim Auftreten von toxinbildenden Cyanobakterien sollten Badestellen gesperrt werden. Bei der Nutzung als Rohwasserspeicher für die Trinkwassergewinnung sollten entsprechende Aufbereitungsmaßnahmen, z. B. Uferfiltration, genutzt werden.

Um CB-Massenentwicklungen in eutrophen Brauchwasserspeichern zu begrenzen, muss deren Hauptursache, die Eutrophierung aus externen und internen Quellen, bekämpft werden. Dabei ist die Verminderung der P-Einträge von vorrangiger Bedeutung, da die meisten Gewässer einschließlich eutrophierter Flachseen P-limitiert sind. Trotzdem kommen häufig auch in P-limitierten Systemen CB mit Heterocysten vor, die in der Lage sind Stickstoff zu fixieren (z. B. *Aphanizomenon* und *Dolichospermum*). In der Literatur wird daher kontrovers diskutiert, ob eine alleinige Reduzierung der Verfügbarkeit von P ausreicht oder sowohl P- als auch N-Einträge vermindert werden müssen. Letzteres scheint in flachen eutrophen polymiktischen Seen notwendig zu sein (Paerl et al., 2016; Dolman et al., 2016). Auch fördert N-Limitation nicht notwendigerweise die Entwicklung N-fixierender CB (Shatwell & Köhler, 2019). Ob eine Limitierung durch Stickstoff vorliegt, kann auch von der Art der Stickstoffquelle abhängen. Beispielsweise wurde ein Konkurrenzvorteil des N-Fixierers *Dolichospermum* unter P- und Lichtüberschuss beobachtet, wenn eine kombinierte anorganische N-Quelle fehlt (De Nobel et al., 1995). Allerdings sind in Gewässern dieses Typs (flach, großes Einzugsgebiet im Vergleich zur Wasserfläche) CB-Massenentwicklungen naturgegeben und mit vertretbarem Aufwand auch kaum zu verhindern.

Die Vermeidung bzw. Verminderung externer Nährstoffeinträge ist die wirksamste und einzig nachhaltige Gewässerschutzmaßnahme. Aufgrund ihrer vergleichsweise kurzen Verweilzeiten bestehen in TS gute Aussichten für eine nachfolgend schnelle Verbesserung der Wasserbeschaffenheit. Die Beseitigung punktförmiger Nährstoffquellen im Einzugsgebiet (vor allem Einleitungen von Abwässern) steht dabei an erster Stelle. Die Verringerung diffuser Nährstoffeinträge ist zwar schwierig, aber ein grundlegender und dringend erforderlicher Schritt zur Verbesserung der Wasserqualität. Hierbei ist die Realisierung vielfältiger Maßnahmen zur Steigerung des Wasser- und Stoffrückhaltes im Einzugsgebiet in Erwägung zu ziehen, z. B. Verzögerung von Oberflächenabflüssen, Verminderung der Erosion, Förderung der Bodeninfiltration, Fließgewässerrenaturierung, Anlage und Pflege von Gewässerrandstreifen, bedarfsgerechte Düngung und gewässerschonende Land- und Forstwirtschaft sowie Optimierung des Betriebes von Vorbecken, Vorsperren und Regenrückhaltebecken (Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e. V., 2009). Aber auch, wenn eine erhebliche Reduzierung der Nährstoffeinträge über die Zuflüsse erreicht wird, stellen vielfach die im Sediment vorhandenen hohen Nährstoffgehalte (P!) über viele weitere Jahre hinweg eine stetige Nährstoffquelle dar.

Die Verminderung der Nährstoffeinträge aus diffusen und punktförmigen Quellen im Einzugsgebiet ist die Voraussetzung für die Bekämpfung der Eutrophierung.



Die Eliminierung des gelösten und partikulär gebundenen P im Freiwasser des Gewässers kann durch Fällung und Unterbinden der Rücklösung aus dem Sediment erfolgen. Dies ist allerdings nur dann nachhaltig, wenn zuvor die externen P-Quellen weitgehend beseitigt wurden. Zur Phosphatfällung können Eisen-III-chlorid, Eisen-III-sulfat, Aluminiumsulfat oder Polyaluminiumchlorid eingesetzt werden. Die Anwendung der Fällmittel ist häufig nicht nachhaltig, führt in Flachseen nur bei wiederholtem Einsatz zu Teilerfolgen und birgt im Fall der Verwendung aluminiumhaltiger Fällungsmittel das Risiko der Wiederfreisetzung des ökotoxischen Aluminiums (Douglas et al., 2016; Westrick & Szlag, 2018). Eisenbasierte Fällungsmittel sind nicht für hocheutrophe Systeme geeignet, da sie redoxsensitiv sind und unter reduzierenden Bedingungen das gebundene Phosphat wieder freisetzen (Douglas et al., 2016).

Der Stoffaustausch zwischen Sediment und Wasser hängt nicht von der Mächtigkeit der gesamten Sedimentauflage, sondern vor allem von der Beschaffenheit der obersten, wenige Zentimeter dicken Sedimentschichten ab. Eine Sedimentberäumung zum Zwecke der Verringerung interner Nährstofffreisetzungen macht daher nur Sinn, wenn belastete Sedimente komplett entfernt werden und eine neue Sedimentoberfläche mit deutlich niedrigeren Gehalten an mobilen Nähr- und Schadstoffspezies geschaffen wird. Zu Bedenken sind in jedem Falle auch die meist sehr hohen Deponiekosten für die entnommenen Schlämme. In stark verlandeten Flachseen kann sich die Beräumung der Sedimente und der darin akkumulierten Nährstoffe notwendig machen, um schnell die Freiwasserzone zu vergrößern. In Vorbecken von TS ist die regelmäßige Sedimentberäumung zur Aufrechterhaltung ihrer Funktion zwingend erforderlich (DWA-Merkblatt, 2005). Die Kontrolle der internen Nährstoffeinträge ist generell nur dann sinnvoll, wenn zuvor die externen Einträge verringert wurden, da sonst die Einträge aus den Zuflüssen die Bemühungen zur internen Gewässerrestaurierung innerhalb kurzer Zeit negieren (Ibelings et al., 2016). Die seeinternen Restaurierungsmaßnahmen haben überwiegend therapeutische, selten aber nachhaltige Wirkung.



Die Nachhaltigkeit von gewässerinternen Sanierungsmaßnahmen hängt u.a. von der Verweilzeit ab. Seeinterne Maßnahmen, wie Phosphatfällung und Sedimentberäumung, können zu einer kurzfristigen Reduzierung der Nährstofffreisetzung führen. Ohne eine Verminderung der externen Einträge sind diese Maßnahmen jedoch nicht nachhaltig.

Kurzfristige Maßnahmen zur Bekämpfung von CB-Massenentwicklungen sind die künstliche Durchmischung oder Belüftung, die Spülung des Gewässers, die Anwendung von Algiziden oder Cyanoziden sowie die Behandlung mit Ultraschall (Ibelings 2016).

Mittels künstlicher Destratifikation soll die Phytoplanktonbiomasse durch mehrere Mechanismen reduziert bzw. verändert werden. Im einfachsten Fall wird durch die Einmischung des Phytoplanktons in eine vergrößerte Wassersäule deren Konzentration vermindert. Eine Durchmischung kann auch zu einer Lichtlimitation führen. Zudem werden durch die Nachlieferung von Sauerstoff aerobe Bedingungen an der Sediment-Wasser-Kontaktzone aufrechterhalten, was die P-Freisetzung, die über die Redoxreaktionen des Eisens gesteuert wird, herabsetzt. Eine Verschiebung der Artenzusammensetzung des Phytoplanktons von Cyanobakterien hin zu Grünalgen oder Diatomeen kann auch durch eine erhöhte CO₂-Konzentration, geringere pH-Werte, verringerte epilimnische Temperaturen oder durch minimierte Sedimentationsverluste bei Diatomeen ausgelöst werden (Thüringer Landesanstalt für Umwelt 2000). Untersuchungen am Fischkaltersee (Steinberg & Zimmermann, 1988; Steinberg & Tille-Backhaus, 1990) demonstrierten, dass die Dominanz von Cyanobakterien mit einer intermittierenden Zirkulation unterbrochen werden kann. In einem Forschungsprojekt wurde am Beispiel der hypertrophen Bleilochtalssperre gezeigt, dass Phytoplanktonentwicklungen durch eine künstliche Vergrößerung der Durchmischungstiefe unabhängig von deren Nährstoffversorgung begrenzt und Cyanobakterienentwicklungen deutlich unterdrückt werden können (Thüringer Landesanstalt für Umwelt 2000). Für den Erfolg der künstlichen Durchmischung ist eine Mindesttiefe des Gewässers erforderlich und beispielweise *Microcystis* kann erst ab Wassertiefen > 15 m mit Hilfe künstlicher Umwälzung reduziert werden (Lürling et al., 2016). Somit ist die künstliche Durchmischung für Flachseen wie die TS Quitzdorf oder den Speicher Radeburg II nicht geeignet. Eine erzwungene Durchmischung kann auch in tiefen Gewässern nachteilige Auswirkungen haben und die Freisetzung von Nährstoffen aus dem Sediment sowie CB-Massenentwicklungen fördern (Lürling et al., 2016). Eine Möglichkeit diese Nachteile zu kompensieren ist der gleichzeitige Einsatz der Phosphatfällung.

Der Einsatz von Algiziden wie Kupfersulfat, Diuron und Endothall schädigt das gesamte Phytoplankton und führt zur Freisetzung der intrazellulären Toxine. Deshalb setzt man aktuell verstärkt auf die Anwendung spezifischer Algizide (Cyanozide) und Verbindungen, die biologisch abbaubar sind oder in nicht-toxische Produkte umgewandelt werden. In den letzten Jahren hat man gute Erfahrungen mit Wasserstoffperoxid (H₂O₂) als Cyanozid gemacht, welches in Wasser und Sauerstoff zerfällt und die Entwicklung der CB verzögert (Matthijs 2016). In höheren Konzentrationen wirkt H₂O₂ jedoch korrosiv. Alternativ kann auch Natriumpercarbonat eingesetzt werden, welches H₂O₂ durch Oxidation bildet und langsamer

freisetzt (Greenfield et al., 2014). Trotz der nachgewiesenen Wirkung auf die Cyanobakterienentwicklung kann bei bereits bestehenden CB-Blüten die Gefahr der Freisetzung der intrazellulären Toxine und eine zeitweise Erhöhung der extrazellulären Konzentration nicht ausgeschlossen werden, wie auch Untersuchungen im Rahmen des Projektes gezeigt haben.

Der Einsatz von Ultraschall zur Verminderung von CB-Massenentwicklungen wurde bisher vor allem im Labor untersucht. Untersuchungen im Kleinen Wentowsee (50 ha) zeigten Teilerfolge (Wassmann & Klemz, 2015). Um eine Geräuscentwicklung zu vermeiden, mussten jedoch Schallmuster eingesetzt werden, die wesentlich schlechtere Ergebnisse lieferten als Laboruntersuchungen. Die Landestalsperrenverwaltung Sachsen wird 2019 Untersuchungen am Speicher Witznitz durchführen lassen. Für größere Seen, z. B. die TS Quitzdorf (750 ha), ist eine Behandlung mit Ultraschall jedoch nicht effizient (Westrick & Szlag, 2018).

Keine dieser kurzfristigen Maßnahmen ist für alle von cyanobakteriellen Beeinträchtigungen betroffenen Gewässer anwendbar (Lürling et al., 2016), so dass für jedes Gewässer eine individuelle Restaurierungsstrategie entwickelt werden muss.



Therapeutische Maßnahmen zur Verminderung der negativen Auswirkungen von CB-Massenentwicklungen, wie künstliche Durchmischung oder der Einsatz von Cyanoziden oder Ultraschall, sind individuell für jedes Gewässer unter dem Gesichtspunkt der Nachhaltigkeit nach Kosten und Nutzen abzuwägen.

Zur Sicherung der Nutzung der TS als Badegewässer kann eine Entfernung der Aufrahmungen oder eine Abtrennung des Badebereiches durch schwimmende Wände erfolgen. In den abgetrennten Bereichen kann dann eine gezielte Bekämpfung der CB z. B. mit Wasserstoffperoxid erfolgen. Allerdings besitzen solche Akutmaßnahmen nur eine kurze, kaum nachhaltige Wirkungsdauer. In jedem Fall sollte eine Information der Badenden und anderen Nutzer der TS erfolgen und die CB-Entwicklung überwacht werden, so dass bei massenhaftem Aufkommen die Badestelle und ggf. auch ganze Gewässerabschnitte abgesperrt werden können.

4.2.2. Meso- und oligotrophe Trinkwassertalsperren

Da die CB-Aufkommen in meso- und oligotrophen Gewässern sehr unterschiedliche Ausprägungen aufweisen können, wurde in diesem Abschnitt zwischen drei wichtigen Typen unterschieden: koloniebildende CB, picoplanktische CB und metalimnische Vorkommen von *Planktothrix rubescens*.

Koloniebildende Cyanobakterien

In (schwach) mesotrophen TS können Abweichungen der P-Einträge vom Durchschnitt erhebliche Auswirkungen auf die Phytoplanktonentwicklung und –artenzusammensetzung haben. Die TS Saidenbach ist ein typisches Beispiel für diese Charakteristik. Zudem scheinen CB in solchen TS in besonderer Weise von den vom Klimawandel verursachten Veränderungen des thermischen Regimes zu profitieren (Jäschke 2013, Horn 2011, Horn 2015). Temperaturänderungen beeinflussen auch die physikalische Struktur (Eisbedeckung, Dauer der Zirkulations- und Stagnationsphasen, Schichtungsstabilität) und haben direkt, vor allem aber indirekt Auswirkung auf das Phytoplankton. Im Zusammenhang mit der Klimaerwärmung steigt somit die Bedeutung der Eutrophierungsbekämpfung, vor allem der weiteren Verminderung der externen und internen P-Einträge.

Neben den in Abschnitt 4.2.1 aufgeführten Maßnahmen zur Senkung der externen P-Einträge kann für den Schutz von Trinkwasserressourcen vor Eutrophierung und CB-Massenentwicklungen auch eine gezielte Phosphorelimination aus dem zufließenden Wasser in Erwägung bezogen werden (Klapper, 2002). Derartige Anlagen befinden sich an der Wahnbachtalsperre sowie am Tegeler See, Schlachtensee, Ulmener Maar und am Süßen See. Diese Maßnahmen erreichen zwar vergleichsweise hohe P-Eliminationsraten, sind jedoch nur an Gewässern mit lediglich einem dominierenden Zufluss sinnvoll und teuer in Bau und Unterhalt.

Sowohl im Hinblick auf die Minimierung der P-Einträge als auch der Einträge von Trübstoffen (und CB) ist dem Betrieb der Vorsperren und Vorbecken Aufmerksamkeit zu schenken. Vor allem in trockenen Sommern, bei hohen Temperaturen, längeren Verweilzeiten haben CB optimale Wachstumsbedingungen in den flachen Vorsperren und werden von dort in die TS eingetragen („Animpfpotential“). Eine Möglichkeit zur Verminderung dieser CB-Einträge ist die Steuerung des Stauinhalts, wie sie in der Vorsperre Forchheim in Abhängigkeit von Menge und Beschaffenheit des Zuflusses Haselbach praktiziert wird und sich bewährt hat (Paul & Pütz 2008). Zum einen werden extrem lange Verweilzeiten in der Vorsperre in Trockenperioden vermieden, die förderlich für die CB-Entwicklung wären. Zum anderen wird der Rückhalt von Nähr- und Trübstoffen sowie von Keimen bei Starkdurchflüssen erheblich verbessert. In der Regel ist aber eine Steuerung der Wasserabgaben aus Vorsperren nicht vorgesehen bzw.

möglich. In diesen Fällen ist zu prüfen, ob der Zufluss in Perioden geringer Durchströmung und stärkerer CB-Entwicklungen in der Vorsperre um diese herum direkt in die TS eingeleitet werden kann und damit der Austrag von CB in die TS vorübergehend unterbunden wird. In solchen Perioden ist die Beschaffenheit des Wassers am Vorsperreineinlauf häufig besser als im Ablauf. Darüber hinaus sind in solchen Fällen die zufließenden Stofffrachten vernachlässigbar gering. Dies wäre beispielsweise am Vorbecken Saidenbach eine umsetzbare Maßnahme. Noch konsequenter und effektiver ist die Umleitung des gesamten oder zumindestens großen Anteils des Zuflusses bis zur maximal erlaubten Wildbettaabgabe (Q-schadlos) um die TS herum, wie sie beispielsweise an der TS Klingenberg oder an der TS Carlsfeld (hier mit dem Ziel der Verringerung des DOC-Eintrags) realisiert wurde. Ist ein Entleeren von Vorsperren oder vorgelagerten Teichen erforderlich, sollte dies nicht in Phasen mit CB-Entwicklungen erfolgen. Alle diese Maßnahmen erfordern jedoch eine intensive Überwachung der Zuflussbeschaffenheit und ggf. den Einsatz von automatischen Messsonden (Trübung, Temperatur, Leitfähigkeit, pH) mit online-Datenübertragung zur Staumeisterei. Aufgrund der hohen Variabilität des CB-Austrages aus Vorsperren ist es ratsam, diese im Sommer wenigstens wöchentlich hinsichtlich des Auftretens von CB zu untersuchen.



Externe Einträge von Cyanobakterien können durch eine modifizierte Bewirtschaftung der Vorsperren verringert werden.

Aber weder mit Vorsperren noch mit Umleitungen sind Extremhochwässer zu beherrschen. Daher erlangt die Bewirtschaftung der TS einen höheren Stellenwert, gestützt auf (in hinreichender zeitlicher Dichte) ermittelte Wasserbeschaffenheitsdaten einschließlich der Konzentration des CB-Chlorophylls. Diese muss hauptsächlich zum Ziel haben, eine Akkumulation von Last- und Schadstoffen in der TS durch einen möglichst hohen Export dieser Substanzen zu begrenzen und zugleich den hypolimnischen Rohwasservorrat zu schützen.

Die zumindest teilweise Hindurchleitung von stark mit Nähr- und Trübstoffen belasteten Hochwasserzuflüssen ist angesichts der zunehmenden Häufigkeit meteorologischer Extremsituationen dringend zu empfehlen. TS mit Hochwasserschutzfunktion sollten daher mit Einrichtungen ausgestattet werden, die Wildbettaabgaben aus dem Epilimnion bis Q-schadlos ermöglichen (Paul et al., 2011). Solche Abgaben können darüber hinaus unter normalen Abflussbedingungen zur Einstellung eines optimalen Temperaturregimes, welches auch ökologischen Gesichtspunkten entspricht, im Unterlauf genutzt werden (Weber et al., 2017).

Es ist generell ratsam und bei Wildbettabgabe aus dem Epilimnion unerlässlich, das Rohwasser für die Trinkwasserversorgung über den Grundablass abzuleiten. Dadurch kann ebenso wie durch Hypolimnionbelüftung dem Eintreten anoxischer Verhältnisse und starker Stofffreisetzung aus dem Sediment (P, Mn) entgegengewirkt werden. Wenn im Herbst die Temperatur im Epilimnion unter 14°C abgesunken ist und die Wassergüte eine Rohwasserentnahme aus dem Epilimnion zulässt, kann unter Beachtung der Folgen für die Wasserbeschaffenheit im unterliegenden Fluss die Herbeiführung der Vollzirkulation durch das Abschlagen des noch vorhandenen, in der Regel kleinen Rest-Hypolimnions einschließlich der darin angereicherten Nähr- und Laststoffe in Erwägung gezogen werden. Erfolgt dies in Form eines Spülschwall, werden im unterliegenden Flussbett hochwasser-ähnliche Verhältnisse simuliert und ökologisch wertvolle Fließgewässerstrukturen geschaffen. Arbeiten, die eine stärkere Stauspiegelabsenkung erfordern, sollten möglichst nicht während der Sommerstagnation durchgeführt werden.

Bio-manipulative Maßnahmen zur Vermeidung der CB-Dominanz, wie der Besatz mit planktivoren Fischen, sind meist schwer umzusetzen und zu kontrollieren. Der Einsatz von Silberkarpfen (*Hypophthalmichthys molitrix*) führte beispielsweise nicht zu einer Verringerung der CB-Population in der TS Saldenbach (Horn, 2003). Eine weitere in der Literatur diskutierte Maßnahme zur Vermeidung von CB-Entwicklungen ist die künstliche Durchmischung. Ziel dieser Maßnahme ist vor allem eine Störung der Etablierung von CB (z. B. *Microcystis*, *Woronichinia*) in den lichtdurchfluteten, oberflächennahen Schichten (Mantzouki et al., 2016). Der praktische Einsatz dieser Maßnahmen ist jedoch sehr kritisch zu betrachten. Einerseits werden die gewünschten Ziele nicht immer erreicht. Im Fischkaltersee (Bayern, Deutschland) und im North Pine Dam (Australien) führte die künstliche Durchmischung zu einer Dominanz von *Limnithrix redeckii* bzw. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Dunker et al., 2016). Andererseits ist die Schichtung in tiefen Trinkwasser-TS eine wichtige Voraussetzung für die Gewinnung von Rohwasser aus dem Hypolimnion. Daher wird zur Gewährleistung der Rohwassergüte von einer Durchmischung abgeraten.

Maßnahmen zur Destratifikation sind für Trinkwasser-Talsperren nicht geeignet. Dies gilt auch für tiefere Gewässer, da hier ein Nährstoffimport aus dem Tiefenwasser die produktive Oberflächenschicht generiert und damit eine verstärkte Algenblüte forciert.



Kurzfristige Maßnahmen zur Bekämpfung bereits bestehender CB-Vorkommen sind die Entfernung von Aufräumungen, um ein Verdriften in leeseitige Buchten zu vermeiden (Lürling 2016) und der Einsatz von Wasserstoffperoxid zu Beginn der CB-Entwicklung (Stroom & Kardinaal 2016). Ein effizienter Eingriff in mesotrophe Trinkwasser-TS ist aber nach wie vor problematisch und CB werden wahrscheinlich immer ein Bestandteil des Phytoplanktons bleiben. Während alles, was zu einer Verminderung der Trophie beiträgt, stets zielführend ist, sind in Hinblick auf die Rohwasserbeschaffenheit Maßnahmen differenziert zu betrachten, die zwar eine CB-Entwicklung unterdrücken, anstelle dessen aber das Wachstum anderer Algenarten fördern (z. B. Erhöhung der Turbulenz im Epilimnion). Dies gilt insbesondere dann, wenn sich CB-Entwicklungen überwiegend auf das Epilimnion beschränken und trotz erhöhter intrazellulärer CT-Gehalte die extrazellulären Konzentrationen ganzjährig niedrig bleiben.

In den untersuchten Trinkwassertalsperren geht derzeit von den CB-Entwicklungen keine akute Gefahr für die Trinkwasserversorgung aus, da die CB-Biovolumina und CT-Konzentrationen stets gering waren. Dies gilt wahrscheinlich für die meisten meso- und oligotrophen Trinkwasserreservoirs. CB sind Bestandteil des Phytoplanktons und daher ist das Potential für CB-Entwicklungen mit Toxinbildung vorhanden. Deshalb ist die Überwachung des Phytoplanktons, insbesondere der CB und CT, ein wichtiger Baustein der Sicherung der Trinkwasserversorgung, um gegebenenfalls weitere Maßnahmen in der TS oder bei der Wasseraufbereitung zu ergreifen.

Picoplanktische Cyanobakterien

Während der Bearbeitungszeit von CYAQUATA traten wiederholt Massenentwicklungen picoplanktischer CB, v. a. *Synechococcus* und *Cyanobium*, in den oligotrophen Trinkwasser-TS Neunzehnhain I und II auf. Die Entwicklungen fanden teilweise im Spätsommer und teilweise im Winter statt. Ähnliche CB-Entwicklungen (vorwiegend *Cyanobium*) mit Zellzahlen über 10^6 Zellen/ml wurden bereits in den TS Saidenbach und Neunzehnhain während der Sommerstagnation beschrieben (Horn & Horn, 2008). Die picoplanktischen CB sind gut angepasst an die Verhältnisse in oligotrophen Gewässern und können auch bei geringen Nährstoffkonzentrationen wachsen (Rigosi et al., 2014). In Laborversuchen von Hartnell et al. (2016) zeigte sich, dass das Vorkommen von *Synechococcus* kaum von den Temperaturbedingungen, aber vom Nährstoffangebot beeinflusst wird. Für eine besonders sensible Reaktion der picoplanktischen CB auf ein erhöhtes Nährstoffangebot sprechen auch Daten von Lüring et al. (2017). Das Wachstum von picoplanktischen CB stieg bei einer zusätzlichen Nährstoffzufuhr um den Faktor 11-148, während das Wachstum von *Microcystis* sich nur mit dem Faktor 2-27 erhöhte. Im Gegensatz dazu zeigte sich in Untersuchungen von Schallenberg und Burns (2001) keine Stimulation des Wachstums picoplanktischer CB durch Zugabe von Ammonium-N oder Phosphat-P. Die Erhöhung der P-Konzentration führte sogar teilweise zu einem verringerten Wachstum. Eine Langzeitstudie von Horn & Horn (2008) an den TS Saidenbach und Neunzehnhain bestätigte, dass das autotrophe Picoplankton (APP) nicht nährstofflimitiert ist. Es zeigte sich eine negative Korrelation zwischen dem Auftreten des APP und Daphnien, die darauf schließen lässt, dass das APP von der oberen Trophieebene (Top-down) kontrolliert wird. Welche Auslöser das massenhafte Auftreten der picoplanktischen CB in den untersuchten TS initiiert haben, konnte innerhalb des Projektes nicht ermittelt werden. Die Untersuchungen auf die Toxingene lieferten keine Hinweise auf potentielle Toxinproduzenten und auch analytisch konnten keine CT nachgewiesen werden. In der Literatur gibt es nur sehr vereinzelt Nachweise zur Toxinbildung picoplanktischer Massenentwicklungen und wenn Toxine nachgewiesen wurden, dann nur in sehr geringen Konzentrationen (Jakubowska & Szeląg-Wasielewska, 2015). Zum jetzigen Zeitpunkt kann nicht von einer Gefährdung der Trinkwasserversorgung durch die Toxinbildung picoplanktischer Massenentwicklungen ausgegangen werden. Mögliche Maßnahmen zur Minderung der Auswirkungen der Massenentwicklungen picoplanktischer CB auf die Wasseraufbereitung sind die Änderung des Entnahmehorizontes und die Entfernung oberflächennaher Ansammlungen der Biomasse (Ibelings et al., 2016).

Die Bildung von Cyanotoxinen durch picoplanktische Cyanobakterien kann in den meisten Fällen ausgeschlossen werden.



Planktothrix rubescens

Das Vorkommen von *Planktothrix rubescens* in mesotrophen Gewässern hat andere Ursachen und Auswirkungen als die Vorkommen koloniebildender CB, wie *Microcystis*, und wird deshalb gesondert betrachtet. *P. rubescens* ist ein filamentöses Cyanobakterium, das ganzjährig im Gewässer vorkommt. Blüten finden vorwiegend im Metalimnion mesotropher, geschichteter Gewässer statt und sind auch in den Wintermonaten möglich (Mantzouki et al., 2016, Visser et al., 2016). Innerhalb des Vorhabens CYAQUATA wurde *P. rubescens* in den TS Saidenbach und Gottleuba im Metalimnion (ca. 10 m Tiefe) detektiert. Die Vorkommen von *P. rubescens* sind meist sehr begrenzt auf diesen Tiefenhorizont, in dem im Vergleich zu oberflächennahen Bereichen geringere Temperaturen und niedrigere Lichtintensitäten herrschen und die Lichtfarbe Grün dominiert. *P. rubescens* hat neben dem für CB typischen Photopigment Phycocyanin (Absorptionsmaximum bei ca. 610 nm) auch hohe Anteile des Photopigments Phycoerythrin (Absorptionsmaximum bei 540-570 nm), mit dem grünes Licht genutzt werden kann. Die neuen Generationen der FluoroProbe von bbe Moldaenke haben einen zusätzlichen Kanal zur Erfassung von Phycoerythrin, mit dem die Tiefenhorizonte mit *Planktothrix*-Vorkommen gut erfasst werden können.



Planktothrix rubescens kommt vorwiegend im Metalimnion vor und kann über die Aufnahme eines Vertikalprofils mit der FluoroProbe gut lokalisiert werden.

P. rubescens ist gut an sein bevorzugtes Habitat angepasst und kommt auch mit geringem Nährstoffangebot aus. Der Schwellenwert für Gesamt-Phosphor wird für Vorkommen von *P. rubescens* mit 20 µg/l angegeben (Fastner et al, 2016). Auch geringe Nitratkonzentrationen bieten keine Kontrolle der *Planktothrix*-Vorkommen, obwohl es nicht zur Stickstofffixierung fähig ist. Es wird angenommen, dass *P. rubescens* Stickstoff nutzen kann, der bei bakterieller Enzymaktivität freigesetzt wird (Manganelli et al., 2010). Teilweise wurde beobachtet, dass die Verbesserung der Wasserqualität in Seen in den Niederlanden zu einer *Planktothrix*-Dominanz führte (Noordhuis et al., 2016). Es gibt also nur wenige Möglichkeiten, diese CB-Vorkommen durch eine weitere Verminderung der Nährstoffeinträge zu kontrollieren, auch wenn das Nährstoffangebot trotzdem so gering wie möglich gehalten werden sollte. Zudem ist *P. rubescens* in den gemäßigten Klimaten das ganze Jahr über im Gewässer zu finden und kann auch im Winter Blüten bilden (Visser et al., 2016).

P. rubescens kann Microcystine produzieren und bildet vor allem demethylierte Varianten. Darauf sollte bei der Überwachung mittels Einzelsubstanzanalytik wie LC-MS/MS geachtet werden, da die häufig in CB-Blüten detektierten Key Compounds MC-LR, -RR und -YR bei *P.*

rubescens kaum eine Rolle spielen. Einen sicheren Nachweis, auch von MC-Varianten, die nur selten auftreten und nicht als analytischer Standard verfügbar sind, bietet ELISA (Zoschke et al., 2017).

Bei höheren Biovolumina oder dem Auftreten von Microcystinen sollte keine Rohwasserentnahme aus dem betroffenen Horizont erfolgen und nach Möglichkeit auf einen anderen Entnahmehorizont ausgewichen werden. Um das Aufkommen etwas zu reduzieren kann versucht werden, den Tiefenhorizont mit dem *Planktothrix*-Vorkommen gezielt abzulassen. *P. rubescens* bildet vor allem in dem Wintermonaten Aufrahmungen, die gezielt von der Wasseroberfläche entfernt werden können. Die beiden letztgenannten Maßnahmen werden die Entwicklung nicht vollständig unterbinden, können aber zu einer kurzzeitigen Reduzierung der Zellzahlen beitragen. Die *Planktothrix*-Filamente sollten zwar im Wasserwerk mittels Flockung und Filtration gut abgetrennt werden. Allerdings könnten durch mechanische Beanspruchungen (Turbulenzen im Leitungssystem, Druckgradienten in Filtern) Cyanotoxine freigesetzt werden, was in Laborversuchen bereits beobachtet wurde (Pietsch et al., 2002). Da *P. rubescens* sein Habitat im Metalimnion hat, ist es auf eine hohe Schichtungsstabilität angewiesen. Eine Verringerung der Schichtungsstabilität, z. B. durch künstliche Durchmischung, ist deshalb eine Maßnahme zur Bekämpfung von *Planktothrix*-Massenentwicklungen (Mantzouki et al., 2016, Ibelings et al., 2016). Eine solche Durchmischung ist allerdings in Trinkwassertalsperren nicht immer erwünscht.

Bei hohem Aufkommen von *Planktothrix rubescens* sollte auf eine Rohwasserentnahme aus dem betreffenden Horizont verzichtet werden.



4.3. Wasseraufbereitung zur Entfernung von Cyanobakterien und Cyanotoxinen

Als letzter Punkt des sogenannten Multibarrierenkonzeptes steht die Anpassung der Wasseraufbereitung (Syrcek & Smith, 2004). In den aktuellen Untersuchungen des Projektes CYAQUATA war in Trinkwasser-TS keine Gesundheitsgefährdung durch CT erkennbar, da die Zellzahlen und CT-Konzentrationen niedrig waren. Deshalb ist zum jetzigen Zeitpunkt eine Anpassung oder Erweiterung der Aufbereitung nicht erforderlich. Trotzdem ist das Potential zur Entwicklung toxinbildender CB auch in meso- und oligotrophen Trinkwasser-TS vorhanden.

Bei der Aufbereitung CB-haltiger Wässer im Wasserwerk muss zwischen der möglichst schonenden, Zellyse vermeidender Abtrennung der CB und der Abtrennung der im Wasser gelösten Toxine unterschieden werden. Einen Überblick über Aufbereitungsmöglichkeiten im Wasserwerk geben Merel et al. (2013) sowie Svrcek & Smith (2004).

Die herkömmliche Aufbereitung von Talsperrenwasser (Flockung – Filtration – Desinfektion) ist für die Entfernung von CB und Microcystinen ausreichend. Koagulation, Flockung und Sedimentation sorgen für eine Reduzierung der CB-Zellzahl um bis zu 3 log-Stufen. Allerdings können Arten mit Gasvakuolen die Sedimentation stören. In diesem Fall ist Flotation eine geeignete Alternative. Problematisch ist bei höherem CB-Aufkommen der Verbleib der CB und CT im Filtrerrückpülschlamm. Dieser sollte nicht in der Landwirtschaft ausgebracht werden. Verschiedene Studien haben ergeben, dass CT in Anwesenheit von Photosensibilisatoren (z.B. Huminstoffe) zwar relativ schnell (photolytisch) abbaubar sind (Welker & Steinberg, 1999), dennoch aber die Gefahr besteht, dass sie landwirtschaftliche Kulturen schädigen bzw. über die Aufnahme und Anreicherung in Nutzpflanzen ein potenzielles gesundheitliches Risiko für den Menschen darstellen können (Weralupitiya et al., 2022). Hierzu sind weitergehende wissenschaftliche Untersuchungen notwendig.

Die Voroxidation ist aufgrund der Gefahr der Zellyse nicht empfehlenswert. Mit der Langsandsandfiltration können sowohl CB als auch CT entfernt werden. Der biologische Abbau der extrazellulären Toxine (Microcystine) erfolgt allerdings nur langsam. CB können auch zu über 98% durch Mikro- und Ultrafiltration entfernt werden, während für die Entfernung der extrazellulären Toxine Nanofiltration oder Umkehrosiose notwendig ist. Aktivkohle wurde erfolgreich zur Entfernung von Microcystin, Cylindrospermopsin, Anatoxin und Saxitoxin eingesetzt. Daher empfiehlt sich die Vorhaltung von Aktivkohle für den „worst case“, d. h. für den Fall, dass größere Mengen gelöster Toxine im Rohwasser enthalten sind. Aktivkohle bietet zudem die Möglichkeit zur Entfernung der häufig auftretenden, durch CB produzierten Geruchsstoffe Geosmin und 2-Methylisoborneol aus dem Wasser (Zoschke et al.,

2011). Auch granuliert Aktivkohle wurde erfolgreich eingesetzt, allerdings ist der kurze saisonale Einsatz (2-3 Monate) von Aktivkohlefiltern, die zudem geringere Kapazitäten als Pulverkohle aufweisen, ungünstig.

Die herkömmliche Aufbereitung von Talsperrenwasser (Flockung – Filtration – Desinfektion) ist für die Entfernung von Cyanobakterien und Microcystinen ausreichend. Für die Entfernung von gelöst vorkommendem Saxitoxin, Anatoxin oder Cylindrospermopsin wird eine weitführende Aufbereitung, z. B. Adsorption an Aktivkohle, benötigt. Zur Sicherung der Wasserqualität in akuten Fällen (auch beim Auftreten von Geruchsstoffen) sollte der Einsatz von Aktivkohle erwogen werden.

Der Abbau mit Hilfe von UV-Bestrahlung wurde für Microcystine, Anatoxin und Cylindrospermopsin getestet. Dabei zeigte sich, dass für die vollständige Entfernung mittels UV-Bestrahlung hohe Bestrahlungsdosen notwendig sind und Anatoxin nur bei Einsatz eines Mitteldruckstrahlers abgebaut wird. Ozon eignet sich zum vollständigen Abbau von Microcystinen, Nodularin und Anatoxin, da es mit den ungesättigten Bindungen reagiert. Allerdings führt die Ozonung auch zur Lyse der CB-Zellen, die wiederum einen hohen Ozonbedarf verursacht. Extrazelluläre Toxine werden dadurch erst bei Ozondosen über 2 mg/l oxidiert. Daher sollte vor der Oxidation immer die Entfernung der CB-Zellen durch Filtration stehen. Saxitoxin reagiert kaum mit Ozon und erweist sich in der Ozonung als persistent. Bei der Chlorung werden Microcystine, Nodularin, Cylindrospermopsin und Saxitoxin schnell umgesetzt, aber die Kinetik für Anatoxin ist deutlich langsamer. Microcystine werden bei 0,5 mg/l freiem Chlor und pH>8 abgebaut. Im Gegensatz dazu sind Chloramine und Chlordioxid nicht für die CT-Entfernung geeignet.

Literatur

- Antal O, Karisztl-Gácsi M, Farkas A, Kovács A, Ács A, Törő N, Kiss G, Saker ML, JGyőri J, Bánfalvi G, Vehovszky A, 2011: Screening the toxic potential of *Cylindrospermopsis raciborskii* strains isolated from Lake Balaton, Hungary, *Toxicon* 57 (6): 831-840. doi:10.1016/j.toxicon.2011.02.007
- Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e. V., 2009: Integrale Bewirtschaftung von Trinkwassertalsperren gemäß DIN 19700. ATT-Schriftenreihe, Band 7, Oldenbourg Industrieverlag München, ISBN 978-3-8356-3188-5, 199 S.
- Bernard C, Harvey M, Briand J F, Biré R, Kry, S and Fontaine JJ 2003: Toxicological comparison of diverse *Cylindrospermopsis raciborskii* strains: Evidence of liver damage caused by a French *C. raciborskii* strain. *Environ. Toxicol.*, 18: 176-186. DOI 10.1002/tox.10112
- Beutler M, Wiltshire KH, Meyer B, Moldaenke C, Lüring C, Meyerhöfer M, Hansen UP, Dau H, 2002: A fluorometric method for the differentiation of algal populations in vivo and in situ. *Photosynth Res.* 72: 39–53. doi:10.1023/A:1016026607048
- Boundy MJ, Selwood AI, Harwood DT, McNabb PS, Turner AD, 2015: Development of a sensitive and selective liquid chromatography–mass spectrometry method for high throughput analysis of paralytic shellfish toxins using graphitised carbon solidphase extraction, *Journal of Chromatography A* 1387: 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2015.01.086>
- Bundesgesundheitsblatt, 2015; Empfehlung zum Schutz von Badenden vor Cyanobakterien-Toxinen, *Bundesgesundheitsblatt* 58: 908–920. DOI 10.1007/s00103-015-2192-8
- Chorus I, Bartram J (Ed.), 1999: Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management, E & FN Spon. ISBN 0-419-23930-8
- Chorus I (Ed.), 2001. Cyanotoxins: occurrence, causes, consequences. Springer. ISBN-10: 3642640044
- Dahlmann J, Budakowski WR, Luckas B, 2003: Liquid chromatography–electrospray ionisation-mass spectrometry based method for the simultaneous determination of algal and cyanobacterial toxins in phytoplankton from marine waters and lakes followed by tentative structural elucidation of microcystins, *Journal of Chromatography A*, 994: 45–57. [https://doi.org/10.1016/S0021-9673\(03\)00485-0](https://doi.org/10.1016/S0021-9673(03)00485-0)
- De Nobel WT, Staats N, Mur LR, 1995: Competition between nitrogen-fixing cyanobacteria during phosphorus-limited growth, *Wat. Sci. Tech.* 32(4):99-101. [https://doi.org/10.1016/0273-1223\(95\)00685-0](https://doi.org/10.1016/0273-1223(95)00685-0)
- Dell'Aversano C, Eaglesham GK, Quilliam MA, 2004: Analysis of cyanobacterial toxins by hydrophilic interaction liquid chromatography–mass spectrometry, *Journal of Chromatography A* 1028: 155–164. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2003.11.083>
- Dolman AM, Mischke U, Wiedner C, 2016: Lake-type specific seasonal patterns of nutrient limitation in German lakes, with target nitrogen and phosphorus concentrations for good ecological status. *Freshw. Biol.* 61: 444–456. <https://doi.org/10.1111/fwb.12718>

- Dolman AM, Rucker J, Pick FR, Fastner J, Rohrlack T, 2012: Cyanobacteria and Cyanotoxins: The Influence of Nitrogen versus Phosphorus. *PLoS ONE* 7(6): e38757. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0038757>
- Douglas GB, Hamilton DP, Robb MS, Pan G, Spears GM, Lurling M, 2016: Guiding principles for the development and application of solid-phase phosphorus adsorbents for freshwater ecosystems, *Aquat Ecol* 50: 385–405. DOI:10.1007/s10452-016-9575-2
- Dunker S, Nadrowski K, Jakob T, Kasprzak P, Becker A, Langner U, Kunath C, Harpole S, Wilhelm C, 2016: Assessing in situ dominance pattern of phytoplankton classes by dominance analysis as a proxy for realized niches, *Harmful Algae* 58: 74–84. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2016.08.004>
- DWA-Merkblatt M 605, 2005: Wirkung, Bemessung und Betrieb von Vorsperren zur Verminderung von Stoffeinträgen in Talsperren. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef, ISBN: 978-3-937758-87-9.
- Fastner J, Heinze R, Humpage A.R, Mischke U, Eaglesham G.K, Chorus I, 2003: *Cylindrospermopsis* occurrence in two German lakes and preliminary assessment of toxicity and toxin production of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) isolates, *Toxicon* 42 (3): 313-321. [https://doi.org/10.1016/S0041-0101\(03\)00150-8](https://doi.org/10.1016/S0041-0101(03)00150-8)
- Fastner J, Abella S, Litt A, Morabito G, Vörös L, Pálffy K, Straile D, Kümmerlin R, Matthews D, Phillips MG, Chorus I, 2016: Combating cyanobacterial proliferation by avoiding or treating inflows with high P load—experiences from eight case studies, *Aquat Ecol* 50:367–383. DOI 10.1007/s10452-015-9558-8
- Felip M, Catalán J, 2000: The relationship between phytoplankton biovolume and chlorophyll in a deep oligotrophic lake: decoupling in their spatial and temporal maxima. *J. Plankton Res.* 22: 91-106. <https://doi.org/10.1093/plankt/22.1.91>
- Greenfield DI, Duquette A, Goodson A, Keppler CJ, Williams SH, Brock LM, Stackley KD, White D, Wilde SB, 2014: The Effects of Three Chemical Algaecides on Cell Numbers and Toxin Content of the Cyanobacteria *Microcystis aeruginosa* and *Anabaenopsis* sp., *Environmental Management* 54: 1110–1120. <https://doi.org/10.1007/s00267-014-0339-2>
- Grossman AR, Bhaya D, He Q, 2001: Tracking the light environment by cyanobacteria and the dynamic nature of light harvesting. *The Journal of Biological Chemistry* 276 (15): 11449–11452. <https://doi.org/10.1074/jbc.R100003200>
- Grützmacher G, Wessel G, Klitzke S, Chorus I, 2010: Microcystin elimination during sediment contact. *Environmental science & technology*, 44(2), 657-662. <https://doi.org/10.1021/es9016816>
- Hartnell DM, Chapman IJ, Etseban GF, Franklin DJ, 2016: Exploiting eco-physiological niche to facilitate the separation of the freshwater cyanobacteria *Microcystis* sp. and *Synechococcus* sp. *Journal of Microbiological Methods*, 122: 13–15. <https://doi.org/10.1016/j.mimet.2016.01.003>

Horn W, 2003: Long-term development of the crustacean plankton in the Saidenbach Reservoir (Germany) - changes, causes, consequences. *Hydrobiologia* 504: 185–192. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000008518.30455.5e>

Horn H, Horn W, 2008: Bottom-up or top-down – How is the autotrophic picoplankton mainly controlled? Results of long-term investigations from two drinking water reservoirs of different trophic state, *Limnologica* 38: 302–312. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2008.05.007>

Horn H, Horn W, Paul L, Uhlmann D, Röske I, 2006: Drei Jahrzehnte kontinuierliche Untersuchungen an der Talsperre Saidenbach: Fakten, Zusammenhänge, Trends. Abschlussbericht zum Projekt „Langzeitstabilität der biologischen Struktur von Talsperren-Ökosystemen“ der Arbeitsgruppe „Limnologie von Talsperren“ der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Verlag Dr. Uwe Miersch, Oßling, 178 S., ISBN: 978-3-00-020646-7.

Horn H, Paul L, Horn W, Petzoldt T, 2011: Long-term trends in the diatom composition of the spring bloom of a German reservoir: is *Aulacoseira subarctica* favoured by warm winters? *Freshwater Biology* 56: 2483–2499. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02674.x>

Horn H, Paul L, Horn W, Uhlmann D, Röske I, 2013: Steigende Phytoplanktonkonzentrationen nach Senkung der Phosphor-Belastung – ein Paradoxon? Ergebnisse zum Einfluss von Nährstoff- und Klimaänderungen aus 4 Jahrzehnten Forschung an der Trinkwassertalsperre Saidenbach. Abhandlungen der SAW zu Leipzig. Mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse, Band 65, 5, 35-44.

Horn H, Paul L, Horn W, Uhlmann D, Röske I, 2015: Climate change impeded the re-oligotrophication of the Saidenbach Reservoir, *International Review of Hydrobiology* 100: 43–60. <https://doi.org/10.1002/iroh.201401743>

Ibelings BW, Bormans M, Fastner J, Visser PM, 2016: CYANOCOST special issue on cyanobacterial blooms: synopsis—a critical review of the management options for their prevention, control and mitigation. *Aquat Ecol*, 50:595–605. <https://doi.org/10.1007/s10452-016-9596-x>

Ihle T, Jähnichen S, Benndorf J, 2005: Wax and wane of *Microcystis* (*Cyanophyceae*) and microcystins in Lake sediments: a case study in Quitzdorf reservoir (Germany) 1. *Journal of Phycology*, 41(3), 479-488. DOI: 10.1111/j.1529-8817.2005.00071.x

Jähnichen S, Ihle T, Petzoldt T., 2008. Variability of microcystin cell quota: a small model explains dynamics and equilibria. *Limnologica*, 38(3-4), 339-349. [doi:10.1016/j.limno.2008.05.003](https://doi.org/10.1016/j.limno.2008.05.003)

Jakubowska N, Szeląg-Wasielewska E, 2015: Toxic Picoplanktonic Cyanobacteria—Review. *Mar. Drugs*, 13, 1497-1518. <https://doi.org/10.3390/md13031497>

Jäschke K, Sachse R, Petzoldt T, Wagner A, Hegewald T, Berendonk T U, Paul L, 2013: Wie zeigt sich der Klimawandel in den deutschen Talsperren? *WasserWirtschaft* 103(5): 32-35. DOI:10.1365/s35147-013-0526-8

- Jäschke K, Paul L, 2018: Auswirkungen der Klimaerwärmung auf die Gewässergüte von Trinkwassertalsperren. Forschungsbericht, TU Dresden, Institut für Hydrobiologie, 80 S.
- Kehoe DM, 2010: Chromatic adaptation and the evolution of light color sensing in cyanobacteria. PNAS 107 (20): 9029–9030. <https://doi.org/10.1073/pnas.1004510107>
- Klapper H, 2002: Technologies for Lake Restoration. Education J. Limnol. 62. 73-90. DOI:10.4081/jlimnol.2003.s1.73
- Llewellyn CA, Gibb SW, 2000: Intra-class variability in the carbon, pigment and biomineral content of prymnesiophytes and diatoms. Mar. Ecol. Prog. Ser. 193: 33–44. <https://www.jstor.org/stable/24855680>
- Lürling M, Waajen G, de Senerpont Domis LN, 2016: Evaluation of several end-of-pipe measures proposed to control cyanobacteria, Aquat Ecol, 50:499–519. DOI 10.1007/s10452-015-9563-y
- Manganelli M, Scardala S, Stefanelli M, Vichi S, Mattei D, Bogialli S, Ceccarelli P, Corradetti E, Petrucci I, Gemma S, Testai E, Funari E, 2010: Health risk evaluation associated to *Planktothrix rubescens*: An integrated approach to design tailored monitoring programs for human exposure to cyanotoxins, Water Research 44:1297-1306. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.10.045>
- Mantzouki E, Visser PM, Bormans M, Ibelings BW, 2016: Understanding the key ecological traits of cyanobacteria as a basis for their management and control in changing lakes, Aquat Ecol 50: 333–350. <https://doi.org/10.1007/s10452-015-9526-3>
- Matthijs H-C P, Jančula D, Visser PM, Maršálek B, 2016: Existing and emerging cyanocidal compounds: new perspectives for cyanobacterial bloom mitigation, Aquat Ecol 50:443–460. DOI 10.1007/s10452-016-9577-0
- Mehnert G, Leunert F, Cirés S, Jöhnk KD, Rucker J, Nixdorf B, Wiedner C, 2010. Competitiveness of invasive and native cyanobacteria from temperate freshwaters under various light and temperature conditions. J. Plankton Res. 32: 1009-1021. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbq033>
- Merel S, Walker D, Chicana R, Snyder S, Baurès E, Thomas O, 2013. State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. Environment International 59: 303–327. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.06.013>
- Meriluoto J, Spoof L, Codd JA (Ed.), 2017: Handbook of cyanobacterial monitoring and cyanotoxin analysis, Wiley. ISBN: 978-1-119-06868-6
- Noordhuis R, van Zuidam BG, Peeters ETHM, van Geest GJ, 2016: Further improvements in water quality of the Dutch Borderlakes: two types of clear states at different nutrient levels. Aquat Ecol, 50:521–539. <https://doi.org/10.1007/s10452-015-9521-8>
- Oehrlé SA, Southwell B, Westrick J, 2010: Detection of various freshwater cyanobacterial toxins using ultra-performance liquid chromatography tandem mass spectrometry, Toxicon 55: 965–972. <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2009.10.001>

- Paerl HW, Otten TG, 2013. Harmful Cyanobacterial Blooms: Causes, Consequences, and Controls. *Microb Ecol* 65: 995–1010. <https://doi.org/10.1007/s00248-012-0159-y>
- Paerl HW, Scott JT, McCarthy MC, Newell SE, Gardner WS, Havens KE, Hoffman DK, Wilhelm SW, Wurtsbaugh WA, 2016: It takes two to tango: When and where dual nutrient (N & P) reductions are needed to protect lakes and downstream ecosystems. *Environ. Sci. Dent. Tech.* 50: 10805–10813. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02575>
- Paul L, Pütz K, 2008: Suspended matter elimination in a pre-dam with discharge dependent storage level regulation. *Limnologica* 38: 388-399. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2008.07.001>
- Paul L, Ihle T, Prien KJ, 2011: Integrale Bewirtschaftung von Trinkwassertalsperren: Konflikt zwischen Hochwasserschutz und Trinkwasserversorgung In: Blöschl, G., Merz, R. (Hrsg.): *Hydrologie und Wasserwirtschaft – von der Theorie zur Praxis. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung: 2011*, 266-272.
- Pearson LA, Dittmann E, Mazmouz R, Ongley SE, D'Agostino PM, Neilan B.A., 2016: The genetics, biosynthesis and regulation of toxic specialized metabolites of cyanobacteria. *Harmful Algae*, 54, 98-111. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.11.002>
- Pietsch J, Bornmann K, Schmidt W, 2002. Relevance of intra- and extracellular cyanotoxins for drinking water treatment. *Acta hydrochim. hydrobiol.*30 (1), 7–15. [https://doi.org/10.1002/1521-401X\(200207\)30:1<7::AID-AHEH7>3.0.CO;2-W](https://doi.org/10.1002/1521-401X(200207)30:1<7::AID-AHEH7>3.0.CO;2-W)
- Recknagel F, Ostrovsky I, Cao H, 2014: Model ensemble for the simulation of plankton community dynamics of Lake Kinneret (Israel) induced from in situ predictor variables by evolutionary computation, *Environmental Modelling & Software* 61: 380-392. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.03.014>
- Recknagel F, Orr PT, Bartkow M, Swanepoel A, Cao H, 2017: Early warning of limit-exceeding concentrations of cyanobacteria and cyanotoxins in drinking water reservoirs by inferential modelling, *Harmful Algae* 69: 18–27. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2017.09.003>
- Rigosi A, Carey CC, Ibelings BW, Brookes JD, 2014: The interaction between climate warming and eutrophication to promote cyanobacteria is dependent on trophic state and varies among taxa. *Limnol. Oceanogr.*, 59(1): 99–114. <https://doi.org/10.4319/lo.2014.59.1.0099>
- Sachse R, 2014. Influence of climate change on lake ecosystems – disentangling physical, chemical and biological interactions. Dissertation, TU Dresden, Fakultät Umweltwissenschaften.
- Schallenberg M, Burns CW, 2001. Test of autotrophic picoplankton as early indicators of nutrient enrichment in an ultra-oligotrophic lake. *Freshwater Biol.* 46: 27–37. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00647.x>
- Scharf W, 2013. Klimawandel und Gewässergüte von Mittelgebirgstalsperren. Was wäre wenn? *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 6(5): 248-254. DOI:10.3243/kwe2013.05.001

- Shatwell T, Köhler J, 2019: Decreased nitrogen loading controls summer cyanobacterial blooms without promoting nitrogen-fixing taxa: Long-term response of a shallow lake. *Limnol. Oceanogr.* 64, S166 – S178. <https://doi.org/10.1002/lno.11002>
- Steinberg C, Zimmermann GM, 1988: Intermittent destratification: A therapy measure against cyanobacteria in lakes. *Envir. Technol. Lett.* 9: 337-350. <https://doi.org/10.1080/09593338809384575>
- Steinberg C, Tille-Backhaus R, 1990: Re-occurrence of filamentous planktonic cyanobacteria during permanent artificial destratification. *J. Plankton Res.* 12: 661-664. [/10.1093/plankt/12.3.661](https://doi.org/10.1093/plankt/12.3.661)
- Stroom JM, Kardinaal EWA, 2016: How to combat cyanobacterial blooms: strategy toward preventive lake restoration and reactive control measures, *Aquat Ecol* 50:541–576. DOI 10.1007/s10452-016-9593-0
- Svrcek C, Smith DW, 2004: Cyanobacteria toxins and the current state of knowledge on water treatment options: a review, *J. Environ. Eng. Sci.* 3: 155–185. <https://doi.org/10.1139/s04-010>
- Thüringer Landesanstalt für Umwelt, 2000: Künstliche Destratifikation einer hypertrophen Talsperre als ein Verfahren zur Begrenzung von Algen- und Wasserlinsenwachstum, Abschlussbericht des BMBF-Forschungsvorhabens O2WT 9601/3. ISBN 3-935394-00-
- Triest L, Stiers I, Van Onsem S, 2016: Biomanipulation as a nature-based solution to reduce cyanobacterial blooms, *Aquat Ecol* 50: 461–483. <https://doi.org/10.1007/s10452-015-9548-x>
- Visser PM, Ibelings BW, Bormans M, Huisman J, 2016: Artificial mixing to control cyanobacterial blooms: a review, *Aquat Ecol*, 50:423–441. DOI 10.1007/s10452-015-9537-0
- Wahnachtsperrenverband: Phosphoreliminationsanlage: <https://www.wahnbach.de/wasserschutz/phosphoreliminierung/die-anlage.html>
- Wassmann H, Klemz R, 2015: Einsatz von Ultraschall zur Reduzierung und Kontrolle von Cyanobakterien und Phytoplankton in Gewässern und technischen Prozessen der Wasseraufbereitung, Schlussbericht zum KMU-innovativ: Verbundprojekt Ultraschall.
- Weber M, Rinke K, Hipsey MR, Boehrer B, 2017: Optimizing withdrawal from drinking water reservoirs to reduce downstream temperature pollution and reservoir hypoxia. *J. Environ. Manag.* 197: 96–105. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.03.020>
- Weralupitiya C, Wanigatunge RP, Gunawardana D, Vithanage M, & Magana-Arachchi D., 2022: Cyanotoxins uptake and accumulation in crops: Phytotoxicity and implications on human health. *Toxicon*, 211, 21-35. <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2022.03.003>
- Westrick JA, Szlag DC, Southwell BJ, Sinclair J, 2010. A review of cyanobacteria and cyanotoxins removal/ inactivation in drinking water treatment. *Anal. Bioanal. Chem.* 397: 1705–1714. <https://doi.org/10.1007/s00216-010-3709-5>
- Westrick JA, Szlag D, 2018: A cyanotoxin primer for drinking water professionals. *Journal AWWA* 110(8), E1-E16. <https://doi.org/10.1002/awwa.1088>

Zervou S-K, Christophoridis C, Kaloudis T, Triantis TM, Hiskia A, 2017: New SPE-LC-MS/MS method for simultaneous determination of multi-class cyanobacterial and algal toxins, *Journal of Hazardous Materials* 323: 56–66. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.07.020>

Zoschke K, Engel C, Börnick H, Worch E, 2011: Adsorption of geosmin and 2-methylisoborneol onto powdered activated carbon at non-equilibrium conditions: Influence of NOM and process modelling, *Water Research* 45: 4544-4550. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.06.006>

Zoschke K, Schübel M, Börnick H, Worch E, 2017: Production of a bisdemethylated microcystin variant by *Planktothrix rubescens*, *Toxicon* 137: 95-98. <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2017.06.015>

Anhang



Anhang A: Anwendungsempfehlungen FluoroProbe

Geschwindigkeit der Datenaufnahme

Das voreingestellte Messintervall der FluoroProbe-Sonde wurde beibehalten und lag bei einer Messung im Abstand von 3 Sekunden. Mit diesem Messintervall wurden mehrfach in unterschiedlichen Geschwindigkeiten Tiefenprofile aufgenommen und die Ergebnisse verglichen.

Abbildung A1 zeigt beispielhaft Tiefenprofile aus einer Messreihe mit der Aufnahme von ca. 4-5 Werten je Meter im Vergleich zu einer schnelleren Messung, die bei gleicher Einstellung des Messintervalls nur zwei Messwerte je Meter beinhaltetete. Bei einer Mittelwertbildung für ganze Meter, wie es in Anbetracht natürlicher Turbulenzen und Strömungen im Wasserkörper ausreichend ist, bestehen zwischen den beiden Geschwindigkeiten nur extrem geringe Unterschiede:

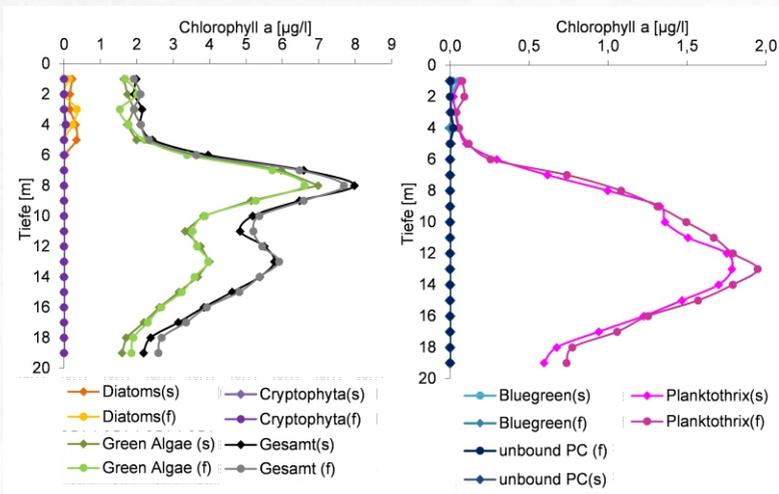


Abbildung A1: Vergleich von mit unterschiedlicher Absenkgeschwindigkeit aufgenommenen FluoroProbe-Tiefenprofilen; s = slow (4-5 Werte je Meter), f = fast (ca. 2 Werte je Meter)

Die Aufnahme von 2-3 Messwerten je Meter ist ausreichend, bei einer geringeren Messgeschwindigkeit treten nur extrem geringe Abweichungen zwischen den Messreihen auf.

Vergleich von Messreihen auf- und abwärts im Wasserkörper

In der Praxis werden häufig die Messwerte aus der Messung von der Oberfläche zum Gewässergrund gemittelt mit den Werten der Aufnahme vom Gewässergrund zur Oberfläche. Aus Verschleppungseffekten beim Ab- und Auftauchen des Sondenkörpers resultieren geringfügige Unterschiede für Konzentrationen in bestimmten Tiefen zwischen diesen beiden Messreihen, wie Abbildung A2 zeigt.

Der Schwerpunkt einer metalimnisch eng begrenzten *Planktothrix rubescens*-Entwicklung weist z.B. einen geringfügigen (< 1m) Tiefenversatz auf, der auch für die Tiefenprofile des Kanals „green algae“ erkennbar ist. Die starken Schwankungen der Messwerte für letztgenannten Detektionskanal sind auf reflexionsbedingte Zuordnungsprobleme zwischen den Kanälen zurückzuführen und traten nach den Projekterfahrungen vor allem zwischen den Kanälen „green algae“ und „diatoms“ in den oberen Wasserschichten auf.

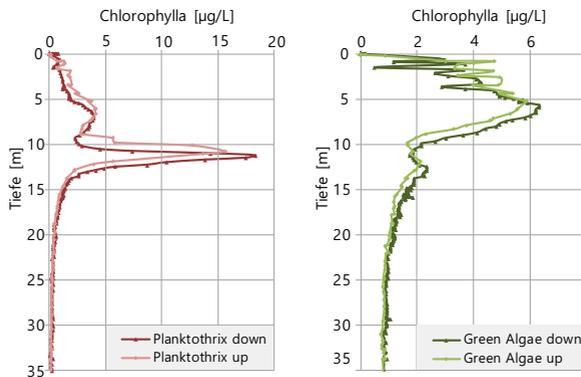


Abbildung A2: FluoroProbe-Tiefenprofile von Messungen von der Wasseroberfläche zum Gewässergrund (down) sowie in umgekehrter Richtung (up) für ausgewählte Detektionskanäle; ungemittelte Originalwerte der Messreihen.

Die Abweichungen aus dem Tiefenversatz der Messreihen auf- und abwärts im Wasserkörper liegen in sehr niedrigen Konzentrationsbereichen, durch die Einbeziehung der Daten aus der Aufwärtsmessung wird die Anzahl der Datenpunkte und damit die Sicherheit der bestimmten Konzentrationen jedoch erhöht.

Bei starken Konzentrationsgefällen empfiehlt sich eine geringe Absenkgeschwindigkeit der FluoroProbe-Sonde um die Tiefenauflösung zu erhöhen und eine Verschleppung zu minimieren.

Relationen zwischen Konzentrationsbestimmungen der FluoroProbe-Sondenmessung und mikroskopisch bestimmten Biovolumina

Die vergleichenden Untersuchungen von Chlorophyll a-Konzentrationen aus FluoroProbe-Messungen und mikroskopisch bestimmten Biovolumina haben gezeigt, dass die Verhältnisse zwischen Sonden-signal und Biovolumen stark variieren können: Insbesondere bestand eine sehr unterschiedliche Relation zwischen diesen Größen für die beiden Cyanobakteriengruppen: Die Untersuchungen zeigten für das gleiche Biovolumen phycoerythrinhaltiger Cyanobakterien ein deutlich stärkeres Signal im entsprechenden Detektionskanal den Sondenmessungen als für phycocyaninhaltige Cyanobakterien. Das resultierende Verhältnis aus Chlorophyll-a und Biovolumen lag auch in der gesamten Datenreihe mit durchschnittlich 25-30 für PE-haltige Cyanobakterien deutlich höher als für 1,5-5 für PC-haltige Cyanobakterien. Diese unterschiedlichen Verhältnisse müssen bei der Interpretation der Resultate von Sondenmessungen berücksichtigt werden.

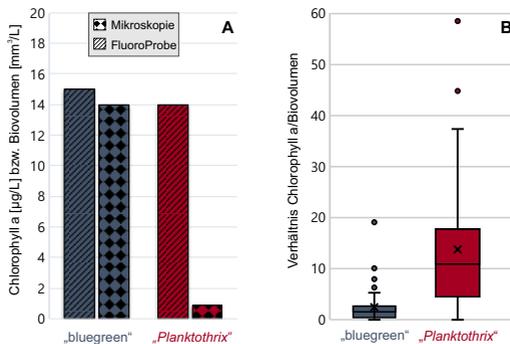


Abbildung A3: (A) Vergleich zwischen Chlorophyll a-Konzentration aus FluoroProbe-Sondenmessung entsprechende mikroskopisch bestimmte Biovolumina für den Detektionskanal „bluegreen“ und phycocyaninhaltige Canobakterien sowie „Planktothrix“ und phycoerythrinhaltige Cyanobakterien anhand zweier Beispiele; (B) Verhältnis auch Chlorophyll a-Konzentrationen (FluoroProbe, µg/l) und Biovolumina (Mikroskopie, mm³/l) für die gesamte Datenreihe (n = 38 für bluegreen, n = 28 für „Planktothrix“)

Auch beim Vergleich der Wertepaare für Chlorophyll a-Konzentration und Biovolumen zwischen den untersuchten Gewässern zeigten sich teilweise Unterschiede für die Detektionskanäle. Ein quantitativer Vergleich von Messwerten zwischen verschiedenen Detektionskanälen und unterschiedlichen Gewässern ist daher nicht empfehlenswert. Die Sondenmessungen können vor allem im relativen Vergleich einer Messreihe (saisonal und als Tiefenprofil) in einem Gewässer für eine spektrale Gruppe die Datenbasis deutlich verbessern, sollten jedoch nach Möglichkeit stets in Zusammenhang mit mikroskopischen Analysen interpretiert werden.

Zur Absicherung von Schlussfolgerungen aus FluoroProbe-Tiefenprofilen ist mindestens eine mikroskopische Analyse je Beprobungszeitpunkt zu empfehlen, falls möglich auch je Tiefenprofil, falls mehrere Profile zeitgleich in unterschiedlichen Gewässerabschnitten aufgenommen wurden.

Anhang B: Microcystin-Bestimmung mittels ELISA

Für die Freisetzung der intrazellulären Toxine und die Bestimmung der Gesamt-MC-Konzentration wird ein Zellaufschluss mittels dreimaligem Einfrieren-Auftauen empfohlen.

Im Projekt CYAQUATA wurde das Abraxis DM-Kit verwendet, welches CT mit der Aminosäure ADDA, d.h. die Microcystine sowie Nodularin, erfasst und einen Summenwert der Toxinkonzentration in MC-LR-Äquivalenten als Ergebnis liefert. Die Messung der Absorption ist ein spezielles Photometer für Mikrotiterplatten notwendig. Die Verwendung der ELISA-Kits sowie die Auswertung der Ergebnisse erfolgten entsprechend der Herstellerangaben.

Testkit: Abraxis-DM

- Kurzanleitung des Herstellers:
https://www.abraxiskits.com/wp-content/uploads/2015/07/Microcystin_PN522015_PL1.pdf
- Arbeitsbereich des Testkits: 0,15-5 µg/l MC-LR-Äquivalente



Schritt 1: **Kompetition von Antigen, Antikörper und Enzymtracer**

Vorlage von 100 µl Kalibrierstandard bzw. Probe in die Kavitäten, Zugabe von 50 µl Enzymtracer, Zugabe von 50 µl Antikörperlösung

Schritt 2: **Inkubation: 90 min (Raumtemperatur, dunkel)**

Schritt 3: **Waschen**

Inhalt der Kavitäten verwerfen und 3x mit 250 µl Waschpuffer waschen

Schritt 4: **Enzymreaktion**

Zugabe von 150 µl Farbsubstrat und Inkubation: 30 min (Raumtemperatur, dunkel)

Schritt 5: **Abstoppen und Messung**

Zugabe von 100 µl Stopplösung und Messung der Absorption bei 450 nm und 660 nm

Schritt 6: **Auswertung**

Differenz der Absorption bei 450 nm und 660 nm bilden und Messwerte auf Blindwert beziehen, Auswertung mit Excel-Tool von Abraxis (MICROCYSTINS_DM_DUPLICATES_Solver.xls)

Foto-/Bildmaterial ausschließlich von den Verfassern



https://tu-dresden.de/bu/umwelt/hydro/ifw/forschung/cyaquata_webseite