

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Studijní program: B4106 Zemědělská specializace

Studijní obor: Biologie a ochrana zájmových organismů

Katedra: Katedra biologických disciplín

Vedoucí katedry: doc. RNDr. Ing. Josef Rajchard, Ph. D.

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Metody omezení nadměrného rozvoje fytoplanktonu

Vedoucí bakalářské práce: RNDr. Irena Šetlíková, Ph.D.

Autor: Gabriela Chadtová

České Budějovice, duben 2013

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

Fakulta zemědělská

Akademický rok: 2011/2012

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: Gabriela CHADTOVÁ
Osobní číslo: Z10565
Studijní program: B4106 Zemědělská specializace
Studijní obor: Biologie a ochrana zájmových organismů
Název tématu: Metody omezení nadměrného rozvoje fytoplanktonu
Zadávací katedra: Katedra biologických disciplin

Zásady pro vypracování:

Vodní květ a vegetační zákal jsou již dlouholetým problémem nejen v nádržích rybochovných, ale i v nádržích sloužících k rekreaci či ve vodárenských nádržích. Cílem práce bude zpracovat literární přehled metod boje proti nadměrnému rozvoji sinic a řas. Práce bude zahrnovat kritické zhodnocení použitelnosti, úspěšnosti a rizik metod zacílených buďto (1) přímo proti nadměrné biomase fytoplanktonu nebo (2) nepřímo na snižování množství živin dostupných pro fytoplankton.

Rozsah grafických prací: 10
Rozsah pracovní zprávy: 30
Forma zpracování bakalářské práce: tištěná
Seznam odborné literatury:

Eiseltová, M. (ed.), 1996. Obnova jezerních ekosystémů- holistický přístup. Wetlands International publ., č. 32., 190 s.

IUCN, 1996. Význam rybníků pro krajinu střední Evropy. Trvale udržitelné využívání rybníků v Chráněné krajinné oblasti a biosférické rezervaci Třeboňsko. České koordinační středisko IUCN - Světového svazu ochrany přírody Praha a IUCN Gland, Švýcarsko a Cambridge, Velká Británie, 189 s.


Maršálek, B., 2010. Limnologické základy moderních projektů obnovy funkce nádrží. Ve: Adámek, Z., Helešic, J., Maršálek, B., Rulík, M. (eds.): Aplikovaná hydrobiologie. JU v Čes. Buděj., FROV, s. 247 -296.

Maršálek, B., Keršner, V., Marvan, P. (eds.), 1996: Vodní květy sinic, *Nadatio Flos-aquae*, Brno, 142 s.

Pechar, L., 1988: Vodní květ sinice *Aphanizomenon flos-aquae* - ekologická studie rybníčních populací. Třeboň (autoreferát disertace), 19 s.

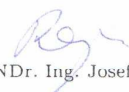
Vedoucí bakalářské práce: RNDr. Irena Šetlíková, Ph.D.
Katedra biologických disciplin

Datum zadání bakalářské práce: 15. února 2012
Termín odevzdání bakalářské práce: 15. dubna 2013


Ing. Karel Suchý, Ph.D.

proděkan pověřený vedením ZF

JIHOČESKÁ UNIVERZITA
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA
studijní oddělení
Studentská 13
370 05 České Budějovice


doc. RNDr. Ing. Josef Rajchard, Ph.D.
vedoucí katedry

V Českých Budějovicích dne 7. března 2012

Prohlášení autora bakalářské práce

Prohlašuji, že jsem svoji bakalářskou práci vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě, fakultou elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG, provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

V Českých Budějovicích, 12.4. 2013

.....
Gabriela Chadtová

Poděkování

Ráda bych poděkovala svému školiteli RNDr. Ireně Šetlíkové, Ph.D. nejen za vedení bakalářské práce, ale i za doporučení literatury, ochotu, trpělivost a vstřícnost. Také bych chtěla poděkovat Mgr. Martině Podhradské za pomoc při vyhledávání materiálů. V neposlední řadě bych chtěla poděkovat své rodině za podporu během mého studia.

Souhrn

Cílem práce bylo zpracovat literární přehled metod boje proti nadměrnému rozvoji fytoplanktonu. Práce také zahrnuje kritické zhodnocení použitelnosti, úspěšnosti a rizik těchto metod. Metody boje proti rozvoji nadměrné biomasy sinic a řas lze rozdělit na přímé a nepřímé. Zatímco metody přímé působí přímo proti fytoplanktonu, metody nepřímé jsou založeny většinou na snížení množství živin dostupných pro růst fytoplanktonu. Obě tyto metody lze dále rozdělit na biologické, fyzikálně-mechanické a chemické. Mezi přímé metody fyzikálně-mechanické patří ultrazvuk a proplachování a ředění, metody přímé chemické zahrnují použití algicidů, koagulantů či flokulantů. Metody přímé biologické jsou speciálně rozděleny na principu parazitismu (viry, bakterie a houby), konkurence (řasy), alelopatie (extrakty z vyšších rostlin), predace (prvoci a býložravé ryby).

Mezi metody nepřímé mechanické patří těžba a překryvání sedimentu. Chemickými metodami se rozumí vazba živin do nerozpustných sloučenin v sedimentu a biologickými využití společenstev bakterií pro mineralizaci sedimentů. V dalších částech práce se věnují charakteristice řas a sinic a také faktorům ovlivňujícím vznik a vývoj vodního květu. V této části práce se zaměřuji hlavně na sinice, jejich toxiny a vliv, který mají na jednotlivé složky vodních ekosystémů.

Klíčová slova: eutrofizace, fytoplankton, vodní květ, sinice, toxiny, metody, odstranění

Abstract

The aim of this study was to prepare review of methods to combat over-development of phytoplankton. The work also includes a critical evaluation of usability, efficacy and risks of these methods. The methods to combat over-development of phytoplankton can be divided into direct and indirect. While the direct methods acts directly against phytoplankton, indirect methods are based mostly on reducing the amount of nutrients available for phytoplankton growth. Both of these methods can be further divided to biological, physico-mechanical and chemical. The direct methods of physico-mechanical include ultrasound, flushing and dilution, direct chemical methods include the use of chemical algaecides, coagulants and flocculants. Direct biological methods are especially divided by the principle of parasites (viruses, bacteria and fungi), competitors (algae), allelopathy (extracts from higher plants), predation (protozoa and herbivorous fish).

The indirect physico-mechanical methods include extraction and overlapping sediment. Chemical methods are meant by the binding of nutrients to insoluble compound in the sediment and the biological methods are meant use of communities of bacteria for mineralization of sediments. The next part of the work is devoted to the characteristics of algae and cyanobacteria, as well as factors affecting the formation and development of algal blooms. In this part of the work I focus mainly on cyanobacteria, their toxins and the effect they have on the individual components of aquatic ecosystems.

Key words: Eutrophication, phytoplankton, water bloom, cyanobacteria, toxins, methods, removal

OBSAH

1. Úvod a cíle práce	10
2. Charakteristika stojatých vod v ČR	12
2.1. Jezera	13
2.2. Rybníky	14
2.3. Údolní nádrže	14
3. Fytoplankton- vodní květ a vegetační zákal	15
4. Ekostrategie sinic	16
4.1. Koloniální sinice vytvářející shluky	16
4.2. Sinice rozptýlené rovnoměrně ve vodním sloupci	17
4.3. Sinice obývající metalimnion	17
4.4. Sinice fixující dusík	18
4.5. Malé druhy sinic tvořící kolonie	18
4.6. Bentické sinice	18
5. Faktory ovlivňující vznik a vývoj vodního květu sinic	19
5.1. Živiny	19
5.2. Světelné podmínky	20
5.3. Teplota	21
5.4. Vápník, oxid uhličitý, uhličitany a pH vody	21
5.5. Buoyancy (přítomnost plynových měchýřků)	21
6. Toxiny sinic	23
6.1. Rozdělení podle účinku	23
6.1.1. Neurotoxiny	23
6.1.2. Hepatotoxiny	24
6.1.3. Cytotoxiny	25
6.1.4. Dermatotoxiny	26
6.2. Rozdělení podle chemické struktury:	26
6.2.1. Cyklické peptidy	27
6.2.2. Alkaloidy	27
6.2.3. Lipopolysacharidy (LPS)	27
7. Vliv sinic na složky vodních ekosystémů	29
7.1. Vliv sinic na ryby	29

7.2. Vliv cyanotoxinů na člověka	30
8. Rozdělení metod boje s nadměrnou biomasou fytoplanktonu:	32
8.1. Biologické přímé metody	32
8.1.1. Parazitismus	32
8.1.2. Alelopatie (amenzálismus)	34
8.1.3. Konkurence	36
8.1.4. Predace	36
8.2. Fyzikální přímé metody	39
8.2.1. Ošetření ultrazvukem	40
8.2.2. Proplachování a zředění	40
8.2.3. Mechanické odstraňování	41
8.2.4. Předfiltrace	41
8.3. Chemické přímé metody	42
8.3.1. Algicidy	42
8.3.2. Flokulanty a koagulanty	44
8.3.3. Koagulace rozpuštěným vzduchem	46
8.4. Biologické nepřímé metody	46
8.4.1. Využití společenstev bakterií pro mineralizaci sedimentů	46
8.5. Fyzikální nepřímé metody	47
8.5.1. Překrývání sedimentů	47
8.5.2. Těžba sedimentů	48
8.6. Chemické nepřímé metody	50
8.6.1. Chemické ošetření sedimentů sloučeninami dusíku a železa	50
8.7. Snížení trofie vody prokysličením hypolimnia	52
9. Závěr	54
10. Seznam použité literatury	55

1. Úvod a cíle práce

Kvalita vody se v některých vodních nádržích neustále zhoršuje. Tento stav je způsoben eutrofizací, v procesu neustálého obohacování vod živinami, a tím rostoucí intenzity biologických pochodů (Svobodová a kol., 1987). Přibližně od poloviny 20. století došlo k výraznému zvýšení trofie rybníků v důsledku intenzifikace hospodaření používáním hnojení a krmení, ale také v důsledku zvýšení splachů ze zemědělského povodí a zvýšeného přísunu živin (hlavně fosforu a dusíku) pocházejících z odpadních vod. Dnes je většina rybníků eutrofní nebo ještě častěji hypertrofní (Hartman a kol., 1998). To se projevuje zvýšenou primární produkcí (květů vodních makrofyt nebo řas a sinic), která způsobuje rozkolísání koncentrace kyslíku v průběhu dne i celého roku. Dále způsobuje snížení průhlednosti vody tj. tzv. vegetační zákal (masový výskyt bakterioplanktonu, řas aj. fytoplanktonu i organického detritu z rozložené vegetace) (Jarklová a Pelikán, 1999). Následně dochází k masovému odumření a hnití těchto organismů. Tlející hmota odebírá kyslík a dochází ke kyslíkovým deficitům. Všeobecně se uvádí, že koncentrace kyslíku nižší než 4 mg. l⁻¹ je v povrchových vodách již nežádoucí a že vyvolává úhyn citlivějších organismů ve společenstvu. Deficit kyslíku je spojen i s úhynem ryb, ke kterému dochází v nádržích při rozpadu masově rozvinutého fytoplanktonu, zejména vodního květu. Tento jev je provázen i změnou pH (Svobodová a kol., 1987). Všeobecně se uvádí, že většina vodních organismů toleruje rozpětí pH od 5,5 do 9. Bezobratlí obvykle snášejí pH od 4 do 10, ryby od 6,5 do 8,5 (Svobodová a kol., 1987). S hodnotou pH úzce souvisí i toxicita amoniaku. Toxicitu této látky určuje koncentrace nedisociovaných molekul. Bezobratlí snášejí poměrně vysoké koncentrace amoniaku v povrchové vodě. Například dafnie snášejí až 8 mg.l⁻¹ NH₃. Přesto se všeobecně uvádí, že již 0,2 mg této látky v litru působí negativně na nejcitlivější vodní organismy (Svobodová a kol., 1987).

Vodní květ bývá nejčastěji tvořen sinicemi rodu *Aphanizomenon*, *Anabaena*, *Microcystis*, *Gloeotrichia* a *Gomphosphaeria*, které jsou nadlehčovány plynnými vakuolami, obsahujícími zejména dusík. Z řas je to často *Botryococcus braunii*, která ve svých buňkách dovede vyloučit větší množství oleje. Ten sníží její měrnou hmotnost a řasu udržuje při hladině (Hartman a kol., 1998). V rybnících je vodní květ žádoucí, neboť svědčí o eutrofizaci vody, velké produkci organické hmoty a dobrém přírůstku ryb. Ve vodárenských nádržích je naprosto nežádoucí, protože ucpává filtry, zhoršuje kvalitu pitné vody i její výrobu (Jarklová a Pelikán, 1999). Hlavním problémem vodního květu jsou toxiny, které sinice produkují a mají

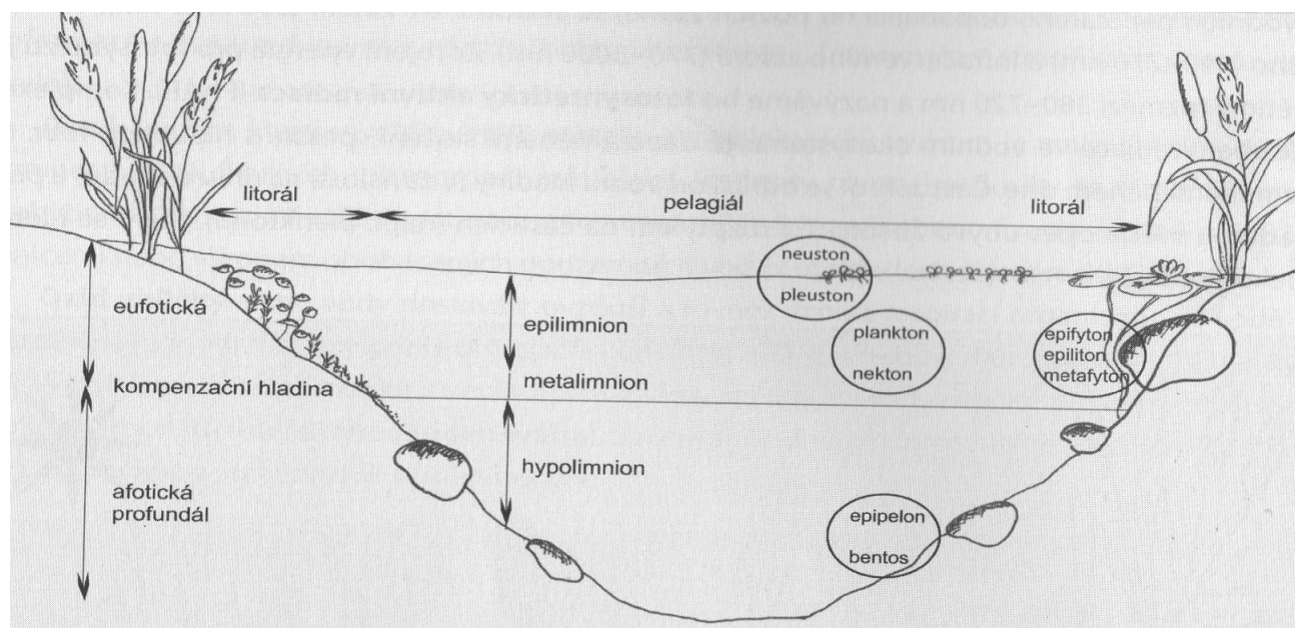
škodlivý vliv na okolní prostředí. Zájem o problematiku eutrofizace a problémy s ní spojené ve světě narůstá a zabývají se jí pracovní skupiny odborníků již od začátku devadesátých let 20. století. Od té doby bylo popsáno mnoho různých způsobů omezování nadměrného rozvoje sinic fytoplanktonu s různými podmínkami a s různou účinností.

Cílem práce bylo zpracovat literární přehled metod, které se v současné době používají proti nadměrnému rozvoji řas a sinic v našich vodách. Práce zahrnuje kritické zhodnocení použitelnosti, úspěšnosti a rizik metod zacílených buďto (1) přímo proti nadměrné biomase fytoplanktonu nebo (2) nepřímo na snižování množství živin dostupných pro fytoplankton. Tato práce dále obsahuje charakteristiku řas a sinic, ekostrategie sinic, faktory ovlivňující vznik a vývoj vodního květu, toxiny sinic a také jejich vliv na složky vodních ekosystémů.

2. Charakteristika stojatých vod v ČR

Vodní květ se vyvíjí ve stojatých vodách tj. v rybnících, přehradních nádržích a v jezerech. Teplotní stratifikace v nádržích je dána rozdílnými teplotami v různých hloubkách. Jejich hodnoty se mění v průběhu ročních období a tím vzniká cyklus, který se opakuje každý rok. Prosvětlené zóně vody se říká eufotická vrstva, do které proniká 1% povrchové intenzity světla a může dosahovat hloubky od několika cm do několika m. Pod ní se nachází afotická zóna, do které sluneční světlo už neproniká. Horní teplá vrstva se nazývá epilimnion, která se částečně shoduje s eufotickou vrstvou, ale eufotická vrstva většinou proniká ještě o něco hlouběji (Pouličková, 2011). Na epilimnion navazuje zóna prudké teplotní změny, tzv. skočná vrstva (metalimnion), a pod ní se ještě nachází studená vrstva hypolimnion (obvykle s nízkým obsahem kyslíku) (obr.1).

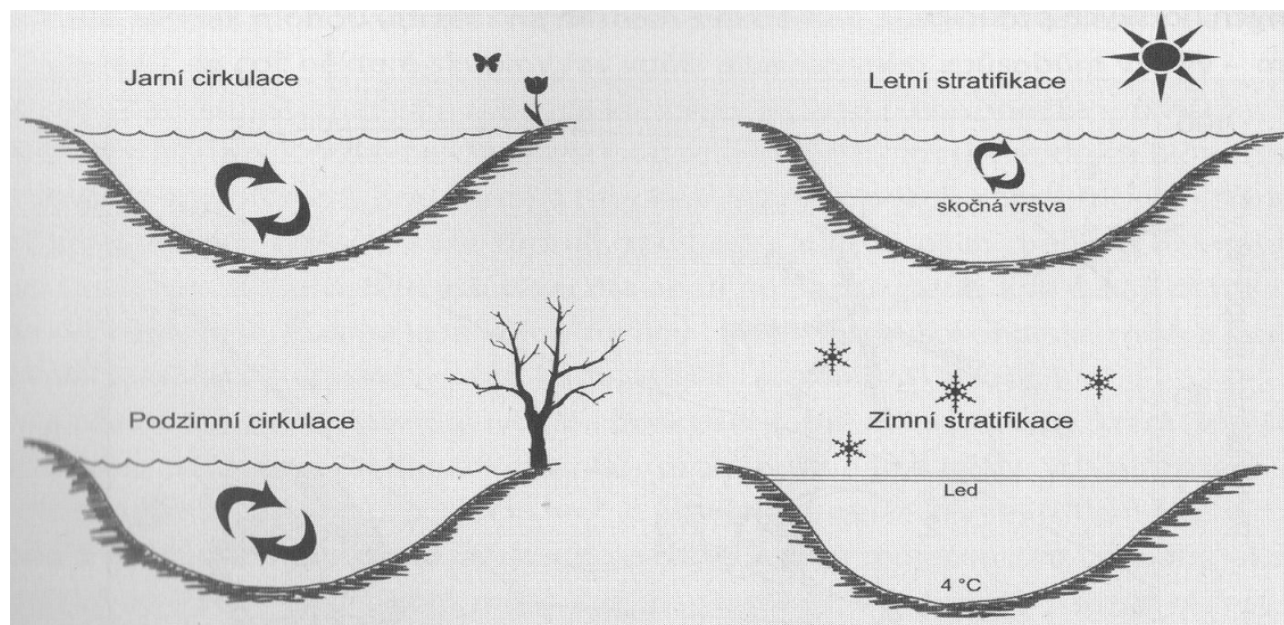
Obr. 1. Hypotetické jezero či rybník mírného pásma v období letní stratifikace (podle Pouličková, 2011).



Ve stojatých vodách mírného pásma se v průběhu roku vystřídají dvě období míchání a stratifikace (obr. 2). V období letní stratifikace je v jezerech větrem míchaná pouze vrstva epilimnia; planktonní řasy (s výjimkou bičíkoviců a sinic s aerotopy), které v průběhu pozvolné sedimentace klesnou pod skočnou vrstvu, odumírají, případně dokončí rozmnožování a vytvoří klidová stádia. Živiny ze dna se do horních vrstev dostanou až při podzimní cirkulaci, takže v eufotické zóně se může v období stratifikace některá z živin stát limitující. Po podzimním promíchání se voda začne v mírném pásu opět ochlazovat. Voda

chladnější než 4 °C je lehčí, zůstává nahoře a zmrzne (zimní stratifikace). Pod ledem může být stále dostatek světla pro některý z chladnomilných druhů řas, který může vytvořit značnou biomasu (drobné rozsivky a skrytěnky). K další cirkulaci pak dochází na jaře při tání ledu a ohřívání horních vrstev vody (Pouličková, 2011).

Obr 2. Sezónní vývoj jezer v mírném pásu (podle Pouličková, 2011).



2.1. Jezera

V ČR se nachází jen málo jezer (přírodních pouze 5) většinou s malými plošnými a objemovými rozměry. Jejich hlavním regionem je Šumava (např. Černé jezero, Čertovo jezero, Plešné jezero). Hloubka našich jezer se pohybuje od 4 do 40 m (Černé jezero) a na rozdíl od rybníků jsou jezera nevypustitelná (Matoušková, 2004). Pro biologii jezera je významný poměr objemů epilimnionu a hypolimnionu. Jestliže převažuje hypolimnion, je jezero oligotrofní, v opačném případě je eutrofní. V oligotrofních jezerech je po celý rok dostatek kyslíku od hladiny až ke dnu a hlavní roli v koloběhu živin hraje plankton. Část buněk fytoplanktonu, který se v létě rozmnoží, se neudrží v epilimnionu a klesá na dno. Rovněž uhynulý zooplankton a ryby klesají na dno včetně živin obsažených v jejich tělech. Velký objem hypolimnionu má přitom dostatečnou zásobu kyslíku k jejich rozkladu, proto jeho množství v období letní i zimní stratifikace klesá pomalu (Hartman a kol., 1998).

Nejčastěji limitující živinou v přirozených vodách je fosfor. Ten je v prokysličeném profundálu vázán pevně ve dně a nevrací se v období jarní a podzimní cirkulace v odpovídajícím množství zpět do epilimnionu. Tento mechanismus udrží hluboká jezera v

oligotrofním stavu a při relativně vysokém přísunu živin z okolí. Postupným zanášením se objem hypolimnionu zmenšuje, nevytváří se v něm již dostatečná zásoba kyslíku, takže v létě i v zimě v období stratifikace dochází k deficitu kyslíku, a dokonce i k vytváření sulfanové vrstvy u dna. Anaerobní podmínky umožňují uvolňování fosforu ze sedimentů do vody a ten se pak v období jarní a podzimní cirkulace dostává ve velkém množství do epilimnionu, kde umožňuje zvýšení primární produkce. Bohatý „děšt“ mrtvého planktonu prohlubuje deficit kyslíku v hypolimnionu a vytváří vrstvu hnojícího bahna, které rychle narůstá. Tak se jezero i při nezměněném přísunu živin z okolí stává eutrofním. Eutrofní jezera mají velký podíl litorálu, z nějž se odumřelá rostlinná hmota dostává také do profundálu a přispívá tak k urychlenému zazemňování jezera (Hartman a kol., 1998).

2.2. Rybníky

Většina našich rybníků má průměrnou hloubku menší než 1,5 m a maximální zpravidla menší než 3 až 5 m. U rybníků se proto v létě nevytváří dlouhodobě stratifikace. Celá vodní vrstva je neustále zásobována živinami ze dna, což umožňuje intenzivní koloběh živin. Rybníky se pravidelně vypouštějí v intervalech nejvýše několika let a potom zpravidla zůstávají kratší nebo delší dobu bez vody. Důsledkem je dokonalejší mineralizace sedimentů. Koloběh živin není tak dokonale uzavřený jako v jezerech a rybníční biocenóza je ve větší míře závislá na vlivu okolí (Hartman a kol., 1998).

2.3. Údolní nádrže

V ČR se nachází okolo 140 ti přehrad a ve všech se v letním období objevuje vodní květ (Matoušková, 2004). Kvalita vody v souvislosti s vodním květem hodně závisí na době zdržení tzn. za jak dlouho se voda v nádrži vymění. Nádrže průtočné tedy mají malý vliv na změnu kvality vody a nedochází v nich k silnějšímu rozvoji planktonu. Nádrže s dlouhou dobou zdržení mohou mít podobné podmínky i biocenózu jako jezera nebo jako rybníky. Způsob jejich využití rozhoduje o způsobu manipulace s vodou, což ovlivňuje poměry v nádrži. Ve vodárenských nádržích se upravuje kvalita vody využitím účelových obsádek ryb, které změni složení zooplanktonu a fytoplanktonu (Hartman a kol., 1998).

3. Fytoplanktonu- vodní květ a vegetační zákal

Fytoplanktonem se rozumí drobné, mikroskopické druhy rostlin vznášející se pasívně ve vodě a zahrnuje hlavně sinice a řasy (Jarklová a Pelikán, 1999). Sinice a řasy jsou drobnohledné organismy, jejichž tělo je tvořeno stélkou a řadíme je do nižších rostlin. Sinice se od řas liší hlavně prokaryotickou stavbou buňky, kdežto řasy patří mezi eukaryota (Jurčák a Pouličková, 2001). Dále se sinice od řas liší tím, že asimilační barviva nejsou uložena v chromatoforech, nýbrž rozptýlena ve vnější plazmě, která přejímá asimilační funkci. Asimilačním barvivem u sinic je chlorofyl *a* (chlorofyl *b* chybí). Kromě jiných barviv obsahují pak hlavně modrý fykocyan a červený fykoerytrin. Podíl barviv podmiňuje výslednou barvu, která není u jednotlivých druhů stálá. Bývá siná, ocelová, žlutozelená, načervenalá, modrá a nejčastěji modrozelená (Hartman a kol., 1998). Sinice i řasy jsou fotoautotrofní, ale některé řasy jsou schopny mixotrofní výživy (např. krásnoočka nebo obrněnky mohou pohlcovat drobné bakterie) (Jurčák a Pouličková, 2001).

Některé druhy řas a sinic jsou lehčí než voda, vznášejí se u hladiny a tak vzniká vodní květ. Bývá tvořen nejčastěji sinicemi druhů *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis viridis*, *Gloeotrichia natans*, *Anabaena flos-aquae*, *Anabaena circinalis*, *Aphanizomenon flos-aquae*, z řas je to pak *Botryococcus braunii*. Jiným úkazem je přemnožení jiných druhů řas a sinic, které se neshromažďují u hladiny, ale jsou stejnoměrně rozptýlené ve vodním sloupci a způsobují tak vegetační zbarvení vody. Mezi takovéto druhy patří např. řasy *Uroglena volvox*, *Asterionella formosa*, *Chlamydomonas simplex*, *Volvox globator* (Hartman a kol., 1998).

Biomasu fytoplanktonu lze vyjádřit pomocí koncentrace fosforu nebo chlorofylu-*a* ve vodě (Komárková, 1997). K rozvoji vodních květů sinic dochází obvykle až když je v nádrži dosaženo eutrofie nebo hypertrofie- tedy $> 35 \mu\text{g P/l}$ (u chlorofylu-*a* více než $8 \mu\text{g/l}$) (Hejzlar, 1998). Běžná biocenóza fytoplanktonu eutrofní nádrže ale může být za určitých podmínek přivedena k vysoké produkci již $10 \mu\text{g P/l}$ (Maršálek a kol., 2006). Např. v nádrži Lipno se koncentrace fosforu v letech 1995-1996 pohybovala okolo $43 \mu\text{g P/l}$ a koncentrace Cl-*a* byla $20 \mu\text{g/l}$ (Znachor, 1997). Tyto hodnoty tedy řadí Lipno k eutrofním nádržím (Hejzlar, 1998).

4. Ekostrategie sinic

Některé druhy sinic mají podobné ekologické a ekofyziologické vlastnosti a podle nich je lze klasifikovat do 5 skupin tzv. ekostrategií: (1) koloniální sinice vytvářející shluky, (2) sinice, které jsou homogenně rozptýleny ve vodním sloupci, (3) sinice vyskytující se v metalimnionu nádrží, (4) sinice fixující vzdušný dusík, (5) malé druhy koloniálních sinic a (6) bentické sinice. Jednotliví ekostratégové obvykle obývají různé niky vodních ekosystémů. Na základě ekostrategie lze předpovídat v jakých podmínkách (typech vod) se bude určitý druh sinice vyskytovat.

4.1. Koloniální sinice vytvářející shluky

Během vegetačního období sinice vytvoří velké kolonie buněk nebo vláken, které nejsou homogenně rozloženy ve vodním sloupci. Patří sem např. rody jako *Microcystis*, *Anabaena* a *Aphanizomenon*. Na hladině je rychlost fotosyntézy kolonií vysoká a buňky ukládají velké množství sacharidů. Ačkoli buňky obsahují plynové měchýřky, těžké sacharidy působí jako zátěž a kolonie sinic se tak potápějí. Podle Stokesova zákona je rychlost klesání ve vodním sloupci (potopení) závislá na rozdílu v hustotě mezi vodou a potápěným tělesem – v tomto případě buňkami, a na druhé mocnině velikosti kolonie. Velké kolonie klesají rychleji než malé, přičemž jednotlivé buňky vertikálně téměř nemigrují. Při potopení se kolonie přesunou z eufotické zóny do hlubších vod, kde spotřebovávají sacharidy jednak dýcháním a jednak syntézou nových plynových měchýřků (Utkilen a kol., 1985). Pak se znovu vrací do eufotické zóny. Buoyancy umožňuje koloniím zaujmout místa v optimálních světelných podmínkách. Předpokladem je, že celý vodní sloupec není zakalený. Během noci, mohou všechny kolonie stoupnout ke hladině, kde mohou vlivem větru vytvořit naplaveniny podél pobřeží. Kolonie proto klesají na dno, kde mohou přežít zimu. Sinice, které opět stoupají na jaře ze dna na hladinu jsou jednobuněčné nebo tvoří jen velmi malé kolonie.

Buoyancy může být značnou výhodou v konkurenci s jinými fytoplanktonními organismy. To je ale možné jen ve vodách, které mají eufotickou zónu mělkou ve srovnání s míchanou vrstvou. Proto se v mírném pásmu, květy *Microcystis spp.* nacházejí většinou ve vodách hlubších než 3 m, protože eufotická zóna je pravděpodobně mělká než míchaná vrstva. Avšak i v mělkých jezerech, kde tomu tak není mají konkurenční výhodu sinice, které vertikálně migrují. V těchto jezerech, a to zejména v subtropických a tropických oblastech může *Microcystis spp.* vytvářet podstatnou část vodního květu. *Microcystis* totiž díky

buoyancy tj. schopnosti migrovat ve vodním sloupci může regulovat intenzitu dopadajícího světla. Mnoho jiných druhů sinic nepřežije vysokou intenzitu světla na hladině po delší dobu.

4.2. Sinice rozptýlené rovnoměrně ve vodním sloupci

Tento ekotyp zahrnuje vláknité druhy sinic, např. *Planktothrix agardhii* a *Limnothrix redekei*. Tyto druhy tvoří kolonie a jsou velmi citlivé na vysokou intenzitu světla (Reynolds, 1987). Jsou rovnoměrně rozptýleny po celém epilimnionu, protože jejich vlákna jsou malá, schopnost buoyancy není výrazná a jsou spíše unášeny proudy vody. Tento typ ekostrategů se nachází v eutrofních a hypertrofních mělkých jezerech. Mnoho jezer s těmito ekotypy mají hloubku do 3 m, a koncentraci chlorofylu 50 $\mu\text{g l}^{-1}$ (v extrémních případech větší než 200 $\mu\text{g l}^{-1}$). Vlákna těchto sinic jsou potravou pro jiné organismy a nevytvářejí usazeniny (sedimenty). Vodní květy této skupiny často vytváří monokultury, které mohou přetrvávat celoročně a to i po mnoho let. Populační dynamika v těchto jezerech se v průběhu roku nemění.

V mírných oblastech, může podzimní populace přežít i v zimě pod ledem. V takových situacích, jarní populace začne růst z relativně velké hustoty, a tak má výhodu v konkurenci s jinými druhy (Chorus a Bartram, 1999). Velká počáteční hustota společenstva sinic výrazně stíní, a tak účinně potlačuje růst jiných druhů fytoplanktonu. Tato stabilní populace také vylučuje přístup jiným druhům k fosforu a dusíku a stává se z hlediska managementu vod téměř neovlivnitelnou (Gunn a kol., 1992).

4.3. Sinice obývající metalimnion

Zástupci tohoto ekotypu vytváří letní populace ve středních zónách tepelně stratifikovaných jezer a nádrží známých jako metalimnion. Tyto organismy obsahují červený pigment fykoerytrin, který absorbuje zelené světlo, které v této hloubce převažuje. Nejběžnější z nich je druh *Planktothrix rubescens*, ale patří sem i červeně zbarvené druhy některých ostatních druhů *Planktothrix*. Jednotlivá vlákna těchto druhů sinic téměř vertikálně nemigrují, ale na podzim (tj. na konci vegetačního období), jejich buňky začnou vytvářet na hladině červené shluky (Walsby a kol., 1983). *Planktothrix* je stenofotní tj. vyžaduje dostatek světla v metalimnionu, ale zároveň je jeho přílišnou intenzitou inhibován.

4.4. Sinice fixující dusík

Masový rozvoj druhů schopných fixace atmosférického dusíku (rody *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Nodularia* a *Nostoc*) může souviset s pravidelným omezením přísunu anorganického dusíku ve vodě. Tito ekostratégové mohou často převažovat v ekosystémech s nízkou koncentrací rozpuštěného anorganického dusíku. Fixace dusíku však vyžaduje velké množství energie tj. tyto ekostratégové jsou limitováni nízkou intenzitou světla. Velký počet druhů sinic fixujících dusík vytváří kolonie a má plynové měchýřky (Zevenboom a Mur, 1980).

4.5. Malé druhy sinic tvořící kolonie

Jsou i případy, kdy ve fytoplanktonu převažují malé kolonie rodu *Aphanothece*. Tento jev nastal v několika případech po poklesu populace *Planktothrix rubescens*. Dominance této skupiny nesouvisí se snížením dostupnosti fosforu nebo dusíku, a zatím nelze náhlé dominance těchto sinic jednoznačně vysvětlit. Pravděpodobně dominují v mezistupni během obnovy jezer, jejich ekologie je však neznámá.

4.6. Bentické sinice

Sinice mohou růst i na dně vod, pokud mají dostatek světla. Tyto bentické druhy mohou tvořit souvislé vrstvy. Vysoká intenzita fotosyntézy těchto vrstev může vést k zachycení fotosynteticky vyrobeného kyslíku ve formě bublin a části těchto vrstev pak stoupají na hladinu (Gunn a kol., 1992).

5. Faktory ovlivňující vznik a vývoj vodního květu sinic

Mezi faktory ovlivňující vznik a vývoj vodního květu sinic patří především světlo, teplota, chemické parametry, poměr a dostupnost biogenních prvků. Důležitý je také vliv biotických faktorů tj. např. ostatních autotrofních mikroorganismů (kooperační a kompetiční vztahy a obranné látky mikroorganismů), které pozitivně nebo negativně ovlivňují rozvoj sinic (Maršálek a kol., 1996).

5.1. Živiny

Většina sinic vodního květu je schopna růst heterotofně a využívat organické substráty k růstu i v absolutní tmě (Stainer, 1973). Schopnost změny z autotrofní na heterotrofní výživu, která je založena na schopnosti skladovat sacharidy je kombinovaná s redukcí hladiny respirace a je hlavním důvodem, který sinicím umožňuje přežít zimní období v dnových sedimentech. Základními prvky, jejichž obsah a dostupnost ve vodě může ovlivňovat produkci vodních květů, jsou dusík a fosfor (Maršálek a kol., 1996). Naopak biomasa fytoplanktonu může ovlivňovat koncentrace těchto živin. Tato souvislost je zřetelně patrná ze sezónních průběhů koncentrací chlorofylu, dostupných sloučenin N a P a z koncentrací celkového N a P. Zatímco koncentrace dostupných forem N ($\text{NH}_4\text{-N}$ a $\text{NO}_3\text{-N}$) dosahují v letním období sezónní minimum a často klesají k téměř nulovým hodnotám, koncentrace rozpuštěného reaktivního fosforu se udržují na značně vysokých hodnotách. Vysvětlení je třeba hledat v odpadech z průmyslové výroby a v aplikaci organických hnojiv. Při jejich rozkladu dochází k poklesu kyslíku v povrchových vrstvách sedimentů a k intenzivním denitrifikačním procesům. Současný rozvoj fytoplanktonu a jeho fotosyntetická aktivita způsobuje nárůst pH nad hodnotu 9, což urychluje ztráty dusíku vyvětráváním ve formě plynného amoniaku. Výsledky analýz plynů v rybníčních sedimentech také potvrzují nedostatek dusíku (Pokorný a kol., 1999). Z hlediska nabídky živin tak v létě nastává situace, kdy dostupné formy fosforu jsou přítomné často ve zřetelném nadbytku, zatímco dostupný dusík se stává limitujícím prvkem. S nedostatkem dostupného dusíku patrně souvisí dominance sinic, které převládají ve fytoplanktonu zejména v posledních desetiletích. Většina planktonních sinic dokáže využívat velmi nízké koncentrace anorganického dusíku a některé druhy mohou fixovat molekulární dusík rozpuštěný ve vodě (Pechar, 2000).

Velkou produkční výhodou vodních květů na rozdíl od ostatních řas je, že se mnohem lépe vyvíjejí v době, kdy je koncentrace anorganického fosforu a dusíku v horních částech

vodního sloupce v minimu. Je známé, že mnohé sinice mohou živiny ukládat a nadále využít v době, kdy jejich obsah v nádrži poklesne (Maršálek a kol., 1996). Výskyt planktonních sinic neovlivňuje jen samotná koncentrace dusíku a fosforu ve vodě, ale i jejich vzájemný poměr. Nízký poměr mezi dusíkem a fosforem může rozvoj sinic upřednostňovat. Optimální poměr dusíku a fosforu pro eukaryotické řasy je 16-23 atomů N : 1 atom P a pro sinice 10-16 atomů N: 1 atom P (Chorus a Bartram, 1999).

Sinice mají také specifický vztah k mikroelementům. Zatímco měď a mangan jsou pro ně silně toxické již v mikromolárních koncentracích, železo a molybden jejich růst stimuluje. Železo podporuje fotosyntézu při slabých intenzitách světla a stimuluje fixaci dusíku, molybden zvyšuje fixaci uhlíku (Ressom a kol., 1994).

5.2. Světelné podmínky

Sinice jsou primárně fotoautotrofní organizmy, které stejně jako řasy obsahují chlorofyl díky němuž pohlcují světlo a fotosyntetizují. Obsahují také jiné pigmenty, jako jsou fykobiliproteiny, které zahrnují allofykocyanin (modrá), fykocyanin (modrá) a někdy i fykoerythrin (červená) (Carr a Whitton, 1982). Tyto pigmenty pohlcují světlo v zelené, žluté a oranžové části spektra (500 - 650 nm), které je také využíváno dalšími druhy fytoplanktonu. Fykobiliproteiny spolu s chlorofylem *a*, umožňují sinicím efektivně využít zelené světlo.

Mnoho sinic je citlivých na delší dobu intenzivního záření. Např. růst *Planktothrix agardhii* je inhibován při dlouhodobém vystavení svítivosti nad $180 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Dlouhá expozice na světlo o intenzitě $320 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ je pro mnoho druhů letální (Van Liere a Mur, 1980). Jestliže je ale vystavení této vysoké intenzitě světla přerušované, sinice rostou naopak velmi rychle (Loogman, 1982).

Sinice vyžadují málo energie na udržení buněčných funkcí a struktur (Herdman a kol., 1979). V důsledku toho mohou na rozdíl od jiných fytoplanktonních organismů udržovat relativně vysoké tempo růstu, i když je intenzita světla nízká. Sinice tedy mají konkurenční výhodu v jezerech, které jsou zastíněné hustým společenstvem jiného fytoplanktonu.

Světelné podmínky v dané vodní nádrži určují, jak velkou výhodu budou mít sinice oproti jiným fytoplanktonním organismům (Van Liere a Mur, 1980). Zóna, v níž může dojít k fotosyntéze se nazývá eufotická zóna. Tato zóna zaujímá pásmo od hladiny vody do hloubky, do které proniká 1% světla, které dopadá na hladinu. Mnoho druhů řas a sinic se aktivně nepohybují a jsou většinou jen unášeny vodou.

5.3. Teplota

Planktonní sinice jsou přítomny častěji ve vodách s vyššími teplotami. Optimální teplota pro rozvoj sinic, které tvoří vodní květy je v rozmezí mezi 25-35°C (Whitton a kol., 1973). Optimální teploty pro zelené řasy a rozsivky jsou vyšší. To může vysvětlovat, proč v mírných a boreálních vodách dochází k velkému rozvoji vodního květu v létě. Masový rozvoj naší, v současné době nejhojnější, sinice *Microcystis aeruginosa* může nastat již při teplotách vody 17 °C. V přírodním podmínkách závisí rozvoj sinic i na dalších faktorech, takže vodní květ může vznikat i při nižších teplotách. Například na lokalitě Fraumühl (oblast Podyjí u Lednice) byl v únoru 1995 zjištěn vodní květ *Microcystis aeruginosa* a teplota vody byla jen 7 °C (Maršálek a kol., 1996).

Dalším důležitým faktorem je také teplotní stratifikace. Ganf a Oliver (1982) uvádějí, že při ustavování teplotní stratifikace dobře rostou zelené řasy, ale jakmile je tento proces ukončen, jejich růstová schopnost produkce klesá. Ustálené teplotní rozvrstvení vyhovuje spíše sinicím vodních květů. Mur (1983) uvádí, že v mělkých nestratifikovaných nádržích se častěji vyskytuje sinice rodu *Planktothrix agardhii*, ve stratifikovaných hlubších nádržích se obvykle setkáme se sinicemi rodu *Microcystis* a *Anabaena*.

5.4. Vápni, oxid uhličitý, uhličitany a pH vody

Vodní květy sinic se častěji vyskytují ve vodě s vyšší koncentrací Ca a s vyšším pH. Oxid uhličitý je ve vodě přítomen jednak ve formě nedisociovaných molekul CO₂, a jednak jako hydrogenuhličitanové (HCO⁻³) a uhličitánové (CO₃²⁻) ionty. Poměrné zastoupení jednotlivých forem uhlíku závisí na pH. Řasám je nejvíce přístupný volný CO₂, který je ve vodě přítomný ve významném množství v rozmezí pH 4-7, ale rapidně klesá při vzrůstu pH nad 8. Je známo, že sinice nabývají dominantního postavení nad řasami právě při vyšších hodnotách pH (7,5-9,0) a při nízkých koncentracích CO₂ (Shapiro, 1990). Oba jevy, tj snižování koncentrace CO₂ a s ní související zvyšování pH jsou obecným důsledkem fotosyntézy.

5.5. Buoyancy (schopnost regulace pozice ve vodním sloupci)

Buoyancy je schopnost planktonních sinic regulovat svou vertikální distribuci (svislé rozdělení) ve vodním sloupci (Maršálek a kol., 1996). Sinice mají většinu buněčných struktur hustší než voda, ale rody se schopností buoyancy (např. *Microcystis*, *Anabaena*,

Aphanizomenon a *Woronichinia*) obsahují zvláštní plyn s inkluzemi (plynovými měchýřky), které se sdružují do organel (dnes nazývaných aerotypy) snižujících průměrnou hustotu buněk na hodnotu nižší, než má okolní voda (Oliver, 1994). Díky této schopnosti mohou např. při nedostatku světla v hlubších místech vody stoupat do míst, kde jsou optimální podmínky. Této schopnosti využívají i při nedostatku minerálních živin a oxidu uhličitého (Maršálek a kol., 1996).

6. Toxiny sinic

Sinice a řasy uvolňují do svého okolí biologicky aktivní látky, které ovlivňují fyzikální a chemické vlastnosti vody. Mezi tyto látky patří toxiny sinic (cyanotoxiny), což jsou látky sekundárního metabolismu, tedy látky, které nejsou využívány organismem pro jeho primární metabolismus (Ambrožová, 1997). Toxiny sinic jsou toxickejší než toxiny vyšších rostlin a hub, nicméně jsou méně toxické než bakteriální toxiny (Maršálek a kol., 1996). I přesto, že jsou to toxiny, které vznikají ve vodním prostředí, většinou jsou více nebezpečné pro suchozemské savce než pro vodní organismy. Výzkum se zaměřuje především na ty sloučeniny, které jsou buďto toxické pro člověka a hospodářská zvířata nebo naopak farmakologicky využitelné. Cyanotoxiny jsou obsaženy uvnitř aktivně rostoucích buněk sinic (tj. jsou intracelulární). Do vody se nejčastěji uvolňují v průběhu stárnutí, smrti a rozpadu buňky než vylučováním v průběhu života (pokud vůbec toto probíhá) (Chorus a Bartram, 1999).

Studie o výskytu, distribuci a četnosti toxických sinic byly prováděny v 80. letech 20. století s využitím biologických zkoušek na myších v řadě zemí. Při testování vzorků povrchových vod v ČR obsahovalo 82% (n = 63) toxické sinice (Maršálek a kol., 1996). Průměrný počet vzorků vody s toxickými sinicemi pro Ameriku byl 57% (n=549) a pro Evropu 58% (n= 2148) (Chorus a Bartram, 1999). Od konce 80. let 20. století jsou dostupné analytické metody, které dokáží kvantitativně stanovit toxiny. Koncentrace toxinů sinic se většinou stanovuje z lyofilizované kultury, vzorku vodního květu nebo sestonu (částic rozpuštěných ve vodě), který obsahuje nejen sinicové buňky, ale i řasy, zooplankton a případně i anorganické materiály, jako např. částice sedimentu. Výsledky se obvykle vyjadřují v miligramech nebo mikrogramech toxinu na gram sušiny (Chorus a Bartram, 1999).

6.1. Toxiny sinic podle účinku

Podle účinku lze toxiny sinic rozdělit na hepatotoxické (tj. toxické pro játra), neurotoxické (toxické pro nervovou soustavu), cytotoxické (působící na tkáňové buňky) a dermatotoxické (působící na kůži) ale mohou i celkově blokovat syntézu proteinů.

6.1.1. Neurotoxiny

Neurotoxiny jsou produkovány druhy rodů *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Oscillatoria*, *Planktothrix* a *Microcystis*. *Neurotoxiny* působí tak, že blokují sodíkové kanály membrán,

aniž by ovlivnily jejich propustnost pro draslík (Adelman a kol., 1982). Velmi intenzivně působí neurotoxiny na volně žijící i domácí zvířata. Nejčastější diagnózy jsou křeče pohybového svalstva, dávení, ztráta stability a následná smrt udušením. Nejznámější jsou příznaky u koní, dobytka, psů a ptáků (Maršálek a kol., 1996).

První neurotoxinem, který byl izolován ze sladkovodních sinic byl anatoxin. Dnes známe anatoxin a-c. Jsou to alkaloidní toxiny, jejichž LD 50 (označení pro dávku látky podané testovaným jedincům, která způsobí úhyn 50 % testovaných živočichů do 24 hodin od expozice) je 20 µg/kg živé hmotnosti. Smrt myši nastává během 30 minut s diagnózou srovnatelnou s insekticidy na bázi organofosfátů. Anatoxiny mají také stejný molekulární mechanismus, a to inhibici cholinesterázové aktivity. Jsou velmi termolabilní a jejich destrukce nastává při teplotách nad 40°C v alkalickém prostředí. Jako antagonistu anatoxinů může být použit atropin (Carmichael, 1986).

Aphanotoxiny 1-5 (tzv. saxitoxiny a neosaxitoxiny) jsou také alkaloidní toxiny, které jsou nejčastěji produkovány sinicemi rodu *Aphanizomenon*. LD50 pro myš je 10 µg/kg živé hmotnosti při intraperitoneálním podání. Smrt nastává během pěti minut (Maršálek a kol., 1996).

6.1.2. Hepatotoxiny

Hepatotoxiny jsou toxiny produkovány sinicemi rodu *Microcystis*, *Anabaena*, *Nodularia*, *Planktothrix*, *Oscillatoria*, *Nostoc*, *Cylindrospermopsis*, *Aphanizomenon*, *Gloeotrichia* a *Coelosphaerium* (Carmichael, 1992). Patří mezi cyklické peptidové toxiny a vyskytují se častěji než neurotoxiny. Způsobují poškození struktury a funkce jater jako cílového orgánu. Játra se zvětšují o 50 až 60 %, cytoskelet jaterních buněk se bortí, na játrech jsou pozorovatelné léze a nekrózy (Falconer, 1989). Efekt hepatotoxinů bývá u teplokrevných obratlovců popisován jako zesláblost, nechutenství a zimomřivost. Sladkovodními sinicemi jsou produkovány zejména microcystiny a microviridiny (Maršálek a kol., 1996). Microviridin je tetradekapeptid produkován *Microcystis viridis*. Jedná se o termostabilní látky, jejichž aktivita není omezena ani po několika hodinách varu (Maršálek a kol., 1996).

Nejrozsáhlejší skupinu hepatotoxinů tvoří microcystiny. Jsou to monocyklické heptapeptidy tvořené L a D aminokyselinami, což jim dává značnou termostabilitu a rezistenci vůči proteolýze (Harada a kol., 1990). Názvosloví microcystinů je tvořeno třemi částmi. Základem je zkratka pro microcystin MCYST a označení variabilních aminokyselin v poloze X (pozice 2) a Y (pozice 4) pomocí jednopísmenného kódu pro aminokyseliny. Microcystin

obsahující L - leucin v poloze X a L – arginin v poloze Y je označován MCYST- LR. Třetí prvek v názvu vyjadřuje minoritní změny dané varianty microcystinu, které jsou způsobeny demethylací nebo záměnou methylenové skupiny (Harada a kol., 1990). Nejrozšířenější je microcystin LR, který je vysoce toxický a jeho LD50 se pohybuje od 40 do 45⁻¹ µg/kg živé hmotnosti. Letální dávka u myši při podání i. p. cestou se pohybuje mezi 25 - 150 mikrogramy kg⁻¹ živé hmotnosti (hodnota 50 – 60 mikrogramů kg⁻¹ tělesné hmotnosti je běžně z prostředí přijímána). Při podání orální cestou (tj. sondou přímo do žaludku) bylo LD 50:5000 mikrogramů kg⁻¹ tělesné hmotnosti u jednoho druhu myši a 10900 µg/kg⁻¹ tělesné hmotnosti u jiného druhu myši a vyšší u potkanů (Fawell et al., 1994). To znamená, že microcystin-LR je akutně toxický pro hlodavce i orální cestou. Existují i microcystiny LA, YR, YM a YA a jejich LD50 je 60-70 µg/kg živé hmotnosti (Tu, 1988).

Microcystiny jsou extrémně stabilní a odolné vůči chemické hydrolyze nebo oxidaci při neutrálním pH a vydrží i převaření. V přírodních vodách a ve tmě mohou microcystiny přetrvávat měsíce, ale i roky. Při vysokých teplotách (40 °C) a při vyšší nebo nižší hodnotě pH, probíhá pomalá hydrolyza. K téměř úplnému (90 %) rozkladu microcystinů je potřeba přibližně 10 týdnů při pH 1 a více než 12 týdnů při pH 9 (Harada a kol., 1996). Na plném slunci podléhají microcystiny pomalé fotochemické degradaci a izomerizaci. Tento proces je urychlován ve vodě rozpustnými buněčnými pigmenty, nejspíše fykobiliny (Tsuji a kol., 1993).

Navzdory chemické stabilitě microcystinů a odolnosti vůči eukaryotickým i bakteriálním peptidázám, jsou microcystiny náchylné k poruchám, které jsou způsobovány vodními bakteriemi vyskytujícími se v řekách a nádržích. Rozkladné bakterie byly nalezeny v odpadních vodách, jezerech i v tekoucích vodách (Jones a kol., 1994.). Nicméně téměř žádný microcystin se v průběhu 3 měsíců nerozložil v kultuře, která byla v zimě odebrána v řece Vantaanjoki (Finsko) (Kiviranta a kol., 1991). Doba, kdy je rozklad microcystinů nízký může trvat jen dva dny, ale i více než tři týdny. To závisí na vodní nádrži, klimatických podmínkách, koncentraci rozpuštěných microcystinů a v některých případech i na historii vodního květu v jezeře (Jones a kol., 1994). V okamžiku, kdy biodegradace začne může být odstraněno více než 90 % microcystinů během 2-10 dnů (Jones a kol., 1994).

6.1.3. Cytotoxiny

Cytotoxiny patří mezi cyklické alkaloidy a jsou produkovány těmito druhy sinic: *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Umezakia natans* a *Aphanizomenon ovalisporum* (Hawkins a

kol., 1997). Jsou také často zařazovány mezi biotechnologicky nadějně organismy z pohledu farmaceutického výzkumu. Sinice rodu *Tolypothrix* produkuje cytotoxin, který byl nazván tubercidin. Tato látka má prokazatelné protinádorové účinky (Barchi a kol., 1983). Od té doby byly vyhledávány cytotoxické, baktericidní, fungicidní a jiné biologicky aktivní látky. Obecně lze říci, že čerstvé izoláty z přírodních podmínek vykazují vyšší schopnost produkce výše jmenovaných látek než čisté kmeny, které jsou po mnoho generací ve sterilních podmínkách. Některé kmeny si však aktivitu podrží déle a jsou předmětem masových kultivací, např. sinice *Spirulina subsalsa* nebo řasa *Chlorella pyrenoidosa* (Carmichael, 1992).

6.1.4. Dermatotoxiny

Bentické mořské sinice jako *Lyngbya*, *Oscillatoria* a *Schizothrix* mohou produkovat toxiny, které při kontaktu způsobují vážná kožní onemocnění. Zánětlivá aktivita sinice *Lyngbya* je způsobena aplysiatoxiny a debromoaplysiatoxiny. Tyto látky jsou silné nádorové stimulatory a aktivatory bílkovinné kinázy C (Mynderse a kol., 1977). *Lyngbya majuscula* obsahuje lyngbyatoxin-a způsobuje dermatitidy a těžké ústní a gastrointestinální záněty. Debromoaplysiatoxin spolu s jinými toxickými sloučeninami byly také izolovány z dalších druhů *Oscillatoriaceae* jako např. *Schizothrix calcicola* a *Oscillatoria nigroviridis* (Cardellina a kol., 1979).

6.2. Chemická struktura toxinů sinic

Podle chemické struktury lze toxiny sinic rozdělit na cyklické peptidy (microcystiny a nodulariny), alkaloidy (anatoxiny-a, aplysiatoxiny, cylindrospermopsiny, lyngbyatoxiny-a a saxitoxiny) a lipopolysacharidy (LPS) (tabulka 1).

Tabulka 1: Toxické druhy sinic (podle Chorus a Bartram, 1999).

SKUPINA TOXINŮ	CÍLOVÝ ORGÁN U SAVCŮ	RODY
Cyklické peptidy		
Mikrocystiny	játra	<i>Microcystis, Anabaena, Planktothrix (Oscillatoria), Nostoc, Hapalosiphon, Anabaenopsis</i>
Nodulariny	játra	<i>Nodularia</i>
Alkaloidy		
Anatoxiny-a	nervové synapse	<i>Anabaena, Planktothrix, Aphanizomenon</i>
Anatoxiny-a (S)	nervové synapse	<i>Anabaena</i>
Aplysiatoxiny	kůže	<i>Lyngbya, Schizothrix, Planktothrix</i>
Cylindrospermopsiny	játra	<i>Cylindrospermopsis, Aphanizomenon, Umezakia</i>
Lyngbyatoxin-a	kůže, gastro-interstinální trakt	<i>Lyngbya</i>
Saxitoxiny	nervové buňky	<i>Anabaena, Aphanizomenon, Lyngbya, Cylindrospermopsis</i>
Lipopolysacharidy (LPS)	dráždí vystavenou tkáň	všechny

6.2.1. Cyklické peptidy

Cyklické peptidy jsou ze všech sinicových toxinů nejznámější. Představují největší riziko pro lidské zdraví z důvodu možného dlouhodobého výskytu toxinů v pitné vodě. Cyklické peptidy (microcystiny a nodulariny) jsou specifické jaterní jedy působící na savce. Vysoké dávky těchto jedů mohou způsobit krvácení nebo selhání jater a následnou smrt. Při chronickém vystavování (i nízkým dávkám) může být podpořen růst jaterních i jiných nádorů (Chorus a Bartram, 1999).

6.2.2. Alkaloidy

Mezi alkaloidy zařazujeme anatoxiny-a a saxitoxiny, které patří mezi neurotoxiny. Dále sem patří aplysiatoxiny a lyngbiatoxiny-a, které se řadí mezi dermatotoxiny a cylindrospermopsiny, které patří mezi cytotoxiny. Jejich charakteristika a účinky jsou již zmíněny výše.

6.2.3. Lipopolysacharidy (LPS)

Weise a kol. (1970) první izolovali lipopolysacharidy (LPS) ze sinice *Anacystis*

nidulans a dále i četné endotoxiny sinic. LPS se běžně vyskytují ve vnější membráně buněčné stěny gram negativních bakterií (včetně sinic), kde tvoří komplexy s proteiny a fosfolipidy (Weckesser a Drews, 1979). Obecně mastné kyseliny v LPS jsou zodpovědné za alergickou reakci u člověka i jiných savců.

7. Vliv sinic na složky vodních ekosystémů

Toxiny sinic snižují kvalitu vody, kumulují se v potravních řetězcích a ovlivňují tak všechny skupiny organismů (fytoplankton, zooplankton, ryby, obojživelníky i ptáky). Jejich nepříznivé účinky jsou problémem i pro člověka a to nejen v rekreačních nádržích, ale i v nádržích s vodárenských, kdy může být člověk chronicky vystaven těmto látkám v pitné vodě. V obou případech může docházet ke zdravotním problémům (Adámek a kol., 2010).

7.1. Vliv sinic na ryby

O působení toxinů sinic na ryby byly uveřejněny již mnohé studie. Např. v Anglii byly pozorovány masové úhyny pstruhů právě v době odumírání vodního květu sinic (Adamovský a kol., 2006). Nejrozšířenější skupinu cyanotoxinů představují vysoce toxické microcystiny. U ryb postihují hlavně jaterní buňky, které aktivně přijímají microcystiny z krevního oběhu prostřednictvím transportního systému pro žlučové kyseliny (Adamovský a kol., 2008). Koncentrace MC-LR v játrech tolstolobika bílého byla 35-193 ng/g⁻¹, přičemž doba vystavení byla 28-72 dní a vodní květ byl masově rozvinut. Koncentrace MC-LR v játrech kapra obecného za totožných podmínek byla 62-218 ng/g⁻¹. Microcystin byl detekován i v jiných orgánech- svaly, kůže, střevní epitel, krev (Adamovský a kol., 2006). Sinicové toxiny se mohou projevit různými škodlivými vlivy na rybí organismus i v závislosti na vývojovém stádiu ryb. Působení sinicových toxinů se projevuje změnou doby kulení jiker, malformacemi embryí, změnou hodnot hematologických a biochemických parametrů (Adamovský a kol., 2008).

Ryby mohou přijímat a kumulovat cyanotoxiny různými cestami. Fytoplanktonní druhy ryb (např. tolstolobik bílý- *Hypophthalmichthys molitrix*) přímo sinice konzumují. Ryby, které nepřijímají fytoplankton v potravě, mohou přijímat rozpuštěný microcystin skrze žaberní epitel nebo kůži. Další možnou cestou je skrze potravu.

Phillips a kol. (1985) porovnávali účinky *Microcystis aeruginosa* a *Anabaena* u pstruhova duhového (*Oncorhynchus mykiss*) a tilapie (*Oreochromis*). Pokud tyto ryby sinice zkonsumovaly a to jak toxické tak netoxické extrakty nebyl pozorován žádný negativní účinek. Nicméně intraperitoneální podání toxických extraktů způsobilo rychlý úhyn. To naznačuje, že toxiny nejsou u těchto druhů ryb absorbovány zažívacím traktem.

7.2. Vliv cyanotoxinů na člověka

V průběhu celého života jsou lidé vystavováni mnoha škodlivým chemickým látkám. Do jaké míry jsou cyanotoxiny pro člověka škodlivé závisí na jeho expozici vůči těmto toxinům. Cesta vstupu cyanotoxinů do organismu člověka je především perorální (pitnou vodou) a přes pokožku tzv. dermální cestou (koupání ve vodě s výskytem sinicového vodního květu). Některé údaje naznačují, že inhalace aerosolů (např. při sprchování, vodním lyžování nebo při určitých pracovních postupech) může představovat vzhledem k toxicitě microcystinů srovnatelně nebezpečný příjem jako je intraperitoneální (ip) příjem (Fitzgeorge a kol., 1994).

Koupání v rekreačních vodách s výskytem sinic, bývá nejčastějším způsobem vystavení se cyanotoxinům. Při koupání mohou cyanotoxiny působit na člověka: 1) přímým kontaktem s citlivými částmi těla (jako jsou uši, oči, ústa, krk včetně oblastí zakrytých plavkami), 2) náhodné polykání vody nebo její 3) vdechnutí (Pilotto a kol., 1997).

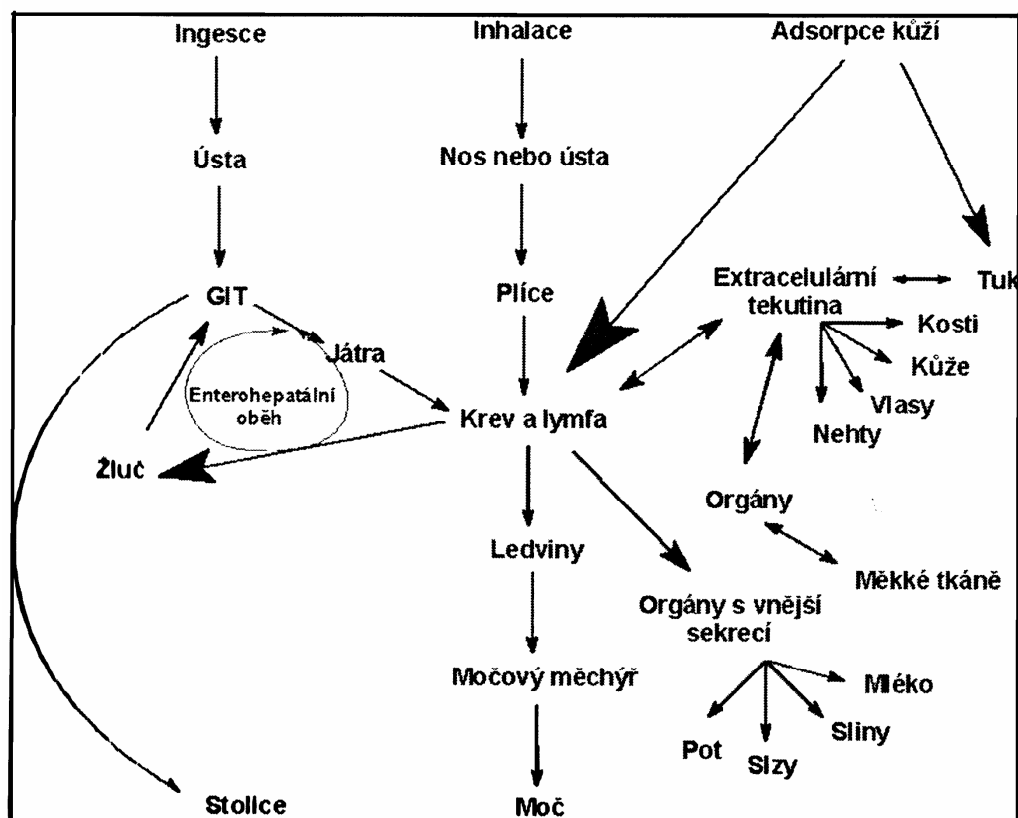
Jako zdroj pitné vody je nejlépe využívat vodu podzemní, povrchovou bez výskytu sinic nebo musí být voda ošetřena tak, že se odstraní buňky sinic, aniž by došlo k jejich poškození, tj. uvolnění cyanotoxinů do vody.

Z epidemiologických a toxikologických studií vyplývá, že cyanotoxiny mají nepříznivé účinky na lidské zdraví. Epidemiologické výsledky ze studií lidských populací přičítají příznaky otravy přítomnosti cyanotoxinů v pitné vodě. Epidemiologické výsledky zahrnovaly i smrtelnou intoxikaci microcystiny u 50 pacientů z Brazílie, a hospitalizaci 140 dětí z Austrálie, kde byly zásobovány vodou z přehrady obsahující *Cylindrospermopsis raciborski*. Zprávy o gastroenteritidě po výskytu sinic v pitné vodě pocházejí ze Severní a Jižní Ameriky, Afriky a Evropy. Epidemiologické důkazy mají zvláštní význam v prokazování souvislosti mezi výskytem toxinů a lidským zdravím. Nejčastější sinicí, jejichž toxiny způsobují otravu lidí nebo hospodářských zvířat je *Microcystis*. V důsledku toho, byly na tomto druhu sinice a jejich toxinech provedeny rozsáhlé experimentální studie. I přes řadu údajů o lidské citlivosti vůči těmto toxinům ale není stále možno stanovit vztah mezi dávkou a odezvou v různých podmínkách expozice.

Microcystin-LR těžko prostupuje buněčnou membránou a většinou se do tkáně nedostane. Po požití je microcystin-LR transportován přes střevo do krevního řečiště a přes transportéry žlučových kyselin do buněk jater, kde se kumuluje (Runnegar a kol., 1981). Některé další microcystiny jsou více hydrofobní než MC-LR a mohou překračovat buněčné membrány pomocí jiných mechanismů např. difúzí a dále se šířit.

Po i.v. nebo i.p. injekcích subletálních dávek různých microcystinů podávaným myším a krysám, bylo asi 70 % toxinu rychle lokalizováno do jater (Falconer a kol., 1986). Poločas rozpadu microcystinu-LR (MC-LR) v krevní plazmě po i.v. podání byl 0,8 minut v I. fázi a 6,9 minut v II. fázi detoxikace. V první fázi biotransformace probíhá většinou oxidace, redukce nebo hydrolyza dané chemické látky. Výsledkem I. fáze biotransformace je většinou vznik hydrofilní a méně toxické látky, která se snadno vylučuje z organismu. Druhá fáze biotransformace zahrnuje řadu syntetických reakcí, při kterých je chemická látka nebo její metabolit většinou spojován s látkami lidského organismu (nejčastěji kyselina glukuronová a tripeptid glutathion) za vzniku nových chemických látek (většinou méně toxických), které jsou poté vyloučeny (obr. 3) (Patočka, 2003).

Obr.3. Schéma adsorbce, distribuce a exkrece toxických chemických látek v živočišném organismu (podle Patočka, 2003).



Koncentrace radioaktivního ³H-microcystin-LR v játrech se v průběhu celého sledovaného období (6 dnů) nezměnila. (Robinson a kol., 1991). V této studii bylo asi 9 % dávky MC-LR vyloučeno brzy přes močové cesty a zbytek se vylučoval pomalu (cca 1% za den) stolicí. Díky ochrannému účinku mikrosomálních enzymů je zřejmé, že játra hrají důležitou roli v detoxikaci microcystinů (Brooks a Codd, 1987).

8. Rozdělení metod boje s nadměrnou biomasou fytoplanktonu

Metody boje s nadměrným rozvojem fytoplanktonu lze rozdělit na přímé a nepřímé. Metody přímé působí přímo proti fytoplanktonu, metody nepřímé jsou založeny většinou na snížení množství živin dostupných pro růst fytoplanktonu. Obě tyto metody lze dále rozdělit na biologické, fyzikálně-mechanické a chemické. Mezi přímé metody fyzikálně-mechanické patří ultrazvuk a proplachování a ředění, metody přímé chemické zahrnují použití algicidů, koagulantů či flokulantů. Metody přímé biologické jsou speciálně rozděleny na principu parazitismu (viry, bakterie a houby), konkurence (řasy), alelopatie (extrakty z vyšších rostlin), predace (prvoci a býložravé ryby).

Mezi metody nepřímé biologické patří využití společenstev bakterií pro mineralizaci sedimentů. Mechanickými metodami se rozumí těžba a překrývání sedimentu a chemickými vazba živin do nerozpustných sloučenin v sedimentu.

8.1. Biologické přímé metody

Biologické metody jsou založeny na principu biomanipulace tj. manipulace se společenstvem organismů (např. vysazení parazitických druhů, predátorů, amenzálů nebo konkurentů) jehož výsledkem je snížení kvantity sinic. Výhoda metod biologické kontroly masového rozvoje vodních květů sinic většinou spočívá v biologickém principu mezi dvěma organismy (druhy), který vychází ze vztahu založeného na principech rovnováhy akce a reakce (Adámek a kol., 2010).

8.1.1. Parazitismus

Jako parazité sinic se používají bakterie (např. *Alcaligenes denitrificans*, *Bacillus sp.*, *Flexibacterium sp.*, *Myxococcus sp.*, *Pseudomonas sp.* a bakterie *Bdellovibrio*), viry, houby a chytridiomycety (např. *Rhizophidium planctonicum* a *Chytridium microcystidis*).

Bakterie

Bakterie jsou jednobuněčné organismy prokaryontního typu, které stejně tak jako viry velice rychle mutují. Bakterie mohou omezit rozvoj sinic pomocí tzv. lyzogenních enzymů a narušit tak buněčnou stěnu sinice, čímž inhibují některé biochemické pochody včetně fotosyntézy (Adámek a kol., 2010). Mezi zástupce schopné lyzovat sinice patří: *Alcaligenes denitrificans*, *Bacillus sp.*, *Flexibacterium sp.*, *Myxococcus sp.* a *Pseudomonas sp.*

(Slováčková a Maršálek, 2008). Gram-negativní bakterie *Bdellovibrio* mají ve svém životním cyklu intracelulární parazitické stádium a jsou schopny pronikat vnější membránou jiných gram-negativních bakterií. Rozmnožují se v periplasmatickém prostoru mezi peptidoglykanovou vrstvou a vnější membránou, přičemž v konečné fázi dochází k lyzi napadené buňky. Bakterie rodu *Bdellovibrio* se běžně vyskytují v půdě, odpadech a vodním prostředí a byly prokázány jako agens zodpovědné za rozpad buněk *Microcystis aeruginosa* během podzimního rozvoje vodního květu v eutrofním jezeře, a to opakovaně v průběhu několika let (Caiola a kol., 1991). V zimních měsících pak byly tyto bakterie izolovány z bentických kolonií *M. aeruginosa*. Ve všech případech byly specificky napadány jen buňky *M. aeruginosa*, přestože byly přítomny i sinice rodu *Microcystis wesenbergii* a *Microcystis flo-aquae*, což lze vysvětlit odlišným uspořádáním kolonií těchto druhů. Výskyt *Bdellovibrio* v dalších vodních systémech s masovým rozvojem květu *Microcystis* je však velmi vzácný (Slováčková a Maršálek, 2008). Všechny pokusy omezení sinic pomocí bakterií byly prováděny zatím pouze v laboratořích, a proto je lze zatím považovat pouze za potenciální kontrolu vodních květů v nádržích (Sigea a kol., 1999).

Viry

Sinice mají podobně jako jiné organismy své viry tzv. cyanofágy. Vir (virion) rozpozná za pomoci specifických receptorů v membráně sinici a pomocí enzymů do ní vpraví svou genetickou informaci a využije její genetický aparát k vlastnímu namnožení. To vede k zániku hostitelské buňky (Adámek a kol., 2010). Výběr hostitelské buňky virem je specifický, a tak nevzniká nebezpečí, že by vir napadl jinou buňku, než buňku sinice. Výhodné jsou také velice rychlé životní cykly cyanofágů (1 virion po napadnutí jedné hostitelské buňky dává vznik přibližně 100 novým virionům (Leach a kol., 1980).

Nevýhodou použití cyanofágů je (a) jejich vysoká specifita, (b) složitost metodiky k zjištění přítomnosti cyanofága, (c) problematická izolace cyanofága z přírodních vzorků, (d) náročnost kvantitativní kultivace cyanofága a (e) rozdílný vztah „sinice-cyanofág“ v laboratorních podmínkách a v podmínkách přírodních. Toto jsou důvody, proč je použití cyanofágů zatím více předmětem vědeckých prací než technologické aplikace (Adámek a kol., 2010). Zatím se podařilo izolovat řadu cyanofágů infikujících rody *Anabaena*, *Anacystis*, *Chroococcus*, *Lyngbya*, *Microcystis*, *Phormidium* a *Plectonema*, *Synechococcus* v mořském i sladkovodním prostředí (Suttle, 2000).

Houby a chytridiomycety

Z hub a houbových organismů jsou z hlediska možné parazitace sinic a řas důležité především chytridiomycety (Chytridiomycota), které zahrnují zástupce jako např. *Rhizophidium planctonicum* parazitující na sinici *Oscillatoria agardhii* (Canter a Lund, 1951). Parazitické druhy chytridiomycet nikdy nenapadají obratlovce. V našich vodách byl detekován houbový parazit sinic rodu *Microcystis* a to na Brněnské přehradě v roce 1998, zřejmě šlo o parazitického zástupce hub *Chytridium microcystidis* (Slováčková a Maršálek, 2008). Dále byla zachycena *Chytridium microcystidis* na koloniích *Microcystis aeruginosa* v jezové zdrži v Břeclavi na řece Dyji. Bohužel se tato parazitická chytridie nepodařilo izolovat do kultury ani se jí nepodařilo v následujících letech na stejné lokalitě znovu zaznamenat (Adámek a kol., 2010).

8.1.2. Alelopatie (amenzálistus)

Alelopatie je mezidruhový vztah, kdy populace jednoho druhu je omezována a populace druhého druhu je nedotčena (asymetrická konkurence). Příkladem mohou být rostliny uvolňující látky, které populaci jiného druhu negativně ovlivňují (potlačí růst a vývoj, popř. způsobí i zánik) (Townsend a kol., 2010). K omezení sinic touto cestou se využívají extrakty z vyšších rostlin a některé řasy.

Extrakty z vyšších rostlin

Některé rostliny produkují řadu tzv. alelopatických látek, které mohou inhibovat růst ostatních vodních rostlin a řas. Tyto látky je možno v boji proti sinicím zapojit buď přímo vysazením druhů, které je produkují, nebo je možné použít pouze extrakty z těchto rostlin. Pokud by se podařilo zcela identifikovat tyto alelopatické látky, v úvahu by mohla připadat i jejich umělá syntéza. Zatím je však toto všechno pouze ve stádiu výzkumů (Adámek a kol., 2010).

Při omezení sinic těmito přírodními látkami se využívá vyluhů z extraktů z vyšších rostlin případně z jiných druhů sinic (např. *Oscillatoria laetevirens*). Mezi rostliny, jejichž extrakty se používají, patří např. druhy *Chelidonium majus* (vlastovičník větší), *Typha latifolia* (orobinec širokolistý), *Dulacia candida* (široce rozšířená amazonská dřevina z č. *Olacaceae*), *Juglans nigra* (ořešák černý) i extrakty z čeledi *Papaveraceae* (makovité) (Schröder a kol., 2002). Nejčastěji zmiňovanou rostlinou produkující alelopatické látky je

vodní rostlina *Myriophyllum* (stolístek). Je zřejmé, že tato rostlina produkuje více než jen jednu alelopatickou látku, která zabraňuje růstu sinic (Nakai a kol., 2000).

V laboratorních testech byl také prokázán vliv ječné slámy na růst řas a sinic (především *Microcystis aeruginosa*). V roce 1996 Everall a Lees pozorovali redukcí populací sinic po aplikaci ječné slámy již přímo ve vodní nádrži a tohoto efektu bylo úspěšně využito také v nádrži pro pitnou vodu. Toto opatření úspěšně snížilo výskyt sinice *Anabaena sp.* letech 1991-1998 a inhibovány byly i sinice *Aphanizomenon* a *Oscillatoria*. Jako princip působení ječné slámy se uvádí produkce antibiotických látek mykoflórou asociovanými na ječnou slámu nebo přítomnost fenolových látek, které se uvolňují z tlející slámy. Jako další princip působení se uvažuje i produkce kyslíkových radikálů, které mohou vznikat oxidací těchto látek uvolňujících se ze slámy (Barrett a kol., 1996).

Jančula a kol. (2007) studovali vliv extraktů kořenů čeledi *Papaveraceae* na řasy, sinice a perloočky *Daphnia magna*. Jako perspektivní se ukázaly i extrakty z kořene *Chelidonium majus* (vlaštovičnick větší), jejichž hodnoty EC (koncentrace živin) se pro fytoplanktonní společenstva pohybovaly od 57,11 do 78, 01 mg.l⁻¹ zatímco pro necílové organismy (*Daphnia magna*) byly tyto hodnoty o řád vyšší.

Řasy

Některé řasy produkují velmi vzácně tzv. alelopatické látky potlačující růst sinic. Je známo, že kde v nádrži dominují např. vláknité řasy rodu *Cladophora*, nedochází k masovému rozvoji sinic a naopak (Adámek a kol., 2010). Jediná studie věnovaná algicidnímu efektu planktonní řasy na sinice byla prováděna z extraktu obrněnky *Peridinium bipes*, která způsobovala poškození membrán sinice *Microcystis aeruginosa*. V tomto případě je lytický efekt extraktu pravděpodobně výsledkem současného působení několika cyanocidních látek. Přímý lytický efekt *P. bipes* na sinice v přirozených ekosystémech nebyl prokázán. Redukce sinic v přítomnosti této obrněnky je spíše připisován kompetičnímu využívání živin v důsledku změny koncentrace živin v nádrži (Wu a kol., 1998). Cyanostatický efekt jiného druhu obrněnky (*Peridiniopsis kevei*) ve Vranovské přehradě nebyl také prokázán (Maršálek a kol., 2006).

8.1.3. Konkurence

Konkurence je oboustranně nevýhodný vztah, kdy zúčastněné populace mají podobné nároky na určitý zdroj prostředí. Rostliny si nejčastěji konkurují o živiny a světlo, živočichové o potravu, prostor a úkryt (Rajchard a kol., 2002). Ke konkurenci se sinicemi se využívají řasy, konkrétně rod *Cladophora*. Řasy jsou autotrofní organismy, které konkurují se sinicemi o živiny a světlo. Vítězem této konkurence jsou většinou sinice.

8.1.4. Predace

Predace je vztah požírače a požíraného, dravce a kořisti. Je to spotřebovávání jednoho organismu (kořisti) jiným organismem (predátorem), přičemž kořist je při napadení živá (Rajchard a kol., 2002). Predátory sinic mohou být 1) prvoci: *Monas guttula*, *Ochromonas*, *Furgasonia*, *Vorticella aquadulcis*, *Halteria grandinella*, *Nassula* a *Pseudomicrothorax* a *Amoeba*, 2) planktonní koryši: perloočky a klanonožci (tj. buchanky a vznášivky), dále také vířníci a nálevníci (*Ciliophora*) a 3) býložravé ryby (tolstolobik bílý).

Prvoci jako predátoři sinic

Princip působení prvoků v omezení růstu sinic spočívá v přímé konzumaci sinic, a to osmotrofně (příjem živin celým povrchem těla), fagocytózou (pohlcení potravy obklopením panožkami) nebo přímo parazitickou výživou (Adámek a kol., 2010). Schopnost predace na sinicích byla zjištěna u následujících prvoků: bičíkovci *Monas guttula* a *Ochromonas*, nálevníci *Furgasonia*, *Vorticella aquadulcis*, *Halteria grandinella*, *Nassula* a *Pseudomicrothorax*, měňavka *Amoeba* a další (Fialkowska a kol., 2002).

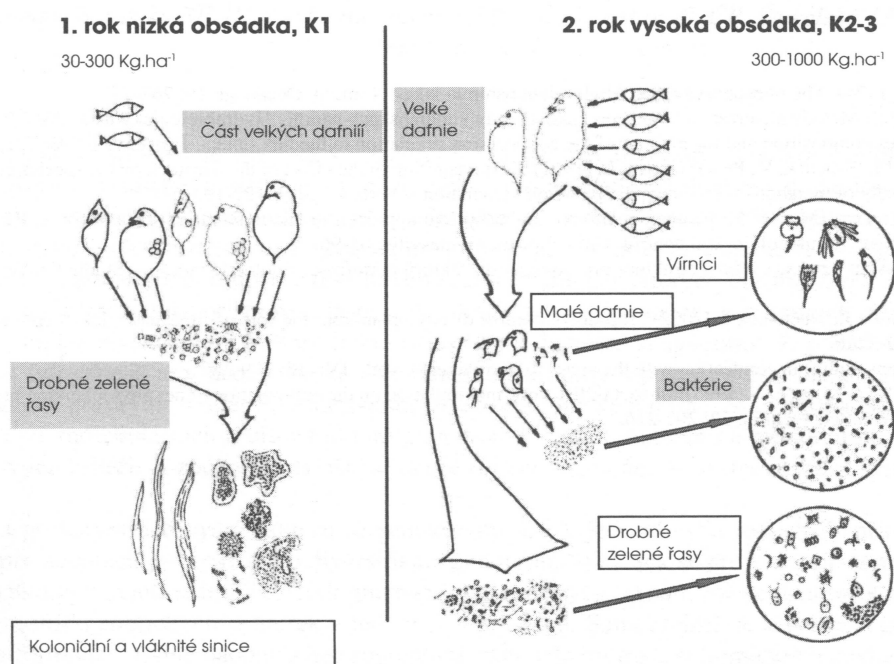
Je bohužel známo, že sinice dosahují masového rozvoje spolu s prvoky, aniž by byly populace sinic významně ovlivněny. Různé skupiny prvoků jsou schopny efektivně spásat pouze buňky o určité velikosti. Kolonie sinic většinou nejsou využívány jako potrava prvoků. Proto mohou být efekty spásání přírodních populací koloniálních sinic jiné než v laboratorních experimentech (Slováčková a Maršálek, 2008). Spásání buněk může vést také k tvorbě obranných mechanismů proti spásání, např. spásání buněk *M. aeruginosa* bičíkovcem *Ochromonas* sp. v laboratorních podmínkách způsobilo tvorbu kolonií jako účinného mechanismu proti spásání. Zatímco v přítomnosti klanonožce *Eudiaptomus graciloides*, perloočky *Daphnia magna* a vířníka *Brachionus calyciflorus* se vyskytovaly jen jednotlivé buňky *M. aeruginosa* (Yang a kol., 2006).

Bio-manipulace vztahů ryby-zooplankton-sinice

Manipulací se společenstvem ryb lze snížit predanční tlak na zooplankton, který je konzumentem řas a částečně i sinic (Slováčková a Maršálek, 2008). Mezi zástupce zooplanktonu patří např. planktonní koryšci: perloočky (Cladocera) a klanonožci (Copepoda) tj. buchanky a vznášivky, dále také vířníci (Rotatoria) a nálevníci (Ciliophora) (Hartman a kol., 1998). Převaha velkých druhů zooplanktonu je pro redukci řas a sinic významná (především rod *Daphnia*), neboť malé druhy zooplanktonu nejsou schopny využívat řasy a koloniální sinice vodních květů jako potravu (Slováčková a Maršálek, 2008).

Výběr zooplanktonní potravy a následný vliv na složení fytoplanktonu lze dobře vysvětlit na dvouletém cyklu hospodaření na kaprových rybnících (obr. 4). V prvním roce tvoří obsádku rok staří kapři (K1) asi 30-40 kg ha⁻¹. K1 se živí výhradně zooplanktonem, její predanční tlak je však ještě nízký. V planktonu zůstává mnoho velkých perlooček, které se při počátečním dostatku fytoplanktonu úspěšně množí. Konzumují však pouze malé druhy fytoplanktonu (do 50 μm). Tím ubude drobných druhů (drobné rozsivky, zelené kokální řasy, kryptomonády, zelení bičíkvcí) a uvolní niku velkým rozměrným řasám nebo koloniím a vláknům sinic. Toto období je kritické pro vznik vodních květů v rybnících. Druhý rok hospodaření probíhá po přezimování kaprů o váze asi 1 kg, obsádku K2-K3 reprezentuje asi 300-1000 kg ryb.ha⁻¹. Po jarním maximu fytoplanktonu tvořeném drobnými řasami se opět vytvoří silná populace velkých perlooček (ryby brzy na jaře ještě nepřijímají potravu), která rychle zlikviduje jarní řasy. Nastává krátké období „čisté vody“, kdy jsou rybníky průzračné. V teplé vodě však ryby již silně přijímají potravu a v krátké době sníží množství velkých perlooček z několika stovek až na 1-2 kusy v litru. V zooplanktonu zůstanou jen malé fitrující druhy: *Bosmina*, *Ceriodaphnia* a *Moina*, které se živí jen nejmenšími druhy řas a bakteriemi (Komárková, 2006). Fytoplankton se nyní skládá z drobných řas a sinic do 50 μm, voda je zelená, ale neobsahuje klasický vodní květ. Drobné zelené řasy jsou totiž mnohem účinnější konkurenti o živiny a anorganický uhlík. Ze sinic se v takovém fytoplanktonu vyskytují pikosinice (tj. sinice o velikosti 10-9 μm), buď jednotlivě, nebo v malých koloniích (např. *Aphanothece*, *Aphanocapsa* a *Snowella* (Hartman a kol., 1998).

Obr. 4: Dvouletý cyklus hospodaření na kaprovitých rybnících (podle Komárková, 2006).



Na základě těchto vztahů byla vypracována metoda biomanipulace (top-down control), která by účinnou kontrolou rybí obsádky snížila koncentraci fytoplanktonu v jezerech a přehradních nádržích (Komárková, 2006). Rybí obsádku lze tedy regulovat několika způsoby: (a) odstraněním bentofágních, kaprovitých ryb, (b) odstraněním kaprovitých ryb a současným přidavkem mladých dravých ryb, čímž se zvýší predanční tlak na zbylé kaprovité ryby, (c) přidavkem dravých ryb, (d) neselektivním odstraněním ryb z nádrže a (e) manipulací s vodní hladinou v době tření (Slováčková a Maršálek, 2008).

Efektivní uplatnění biomanipulačních opatření pro regulaci rozvoje sinic naráží na základní problém- nepříznivý velikostní poměr mezi filtrujícím zooplanktonem a koloniemi sinic, které pro něj obvykle nejsou velikostně dostupné (Halousková a Maršálek, 2004). Častěji se pak v případech paralelního výskytu větších filtrujících perlooček a sinicového vodního květu uplatňuje výživa založená na tzv. bakteriální smyčce, kdy se namísto fytoplanktonu stává hlavním zdrojem výživy bakterioplankton. Konzumace sinic zooplanktonem je navíc často limitována také přítomností cynotoxinů (Adámek a kol., 2010).

Efektivita biomanipulačních experimentů může být také snížena díky vyššímu ročnímu přírůstku populace mladých ryb, které mají vysokou denní spotřebu zooplanktonu. Pokud není nárůst abundance dravých ryb dostatečný, dochází během 1-4 let po biomanipulaci k populační explozi mladých ryb, a tím k redukci počtu velkých druhů zooplanktonu. Neustálá

kontrola rybí populace po biomanipulačním zásahu je tedy nezbytná a znevýhodňuje tak použití biomanipulace při výběru vhodných metod pro omezení sinic vodního květu (Slováčková a Maršálek, 2008).

Odstranění biomasy sinic pomocí býložravých ryb

Využití ryb jako přirozených regulátorů planktonních společenstev se stále jeví jako jedna z nejschůdnějších cest v boji proti nadprodukci řas a sinic v našich vodách (Maršálek a kol., 1996). Z pozorování na různých lokalitách je zřejmé, že konzumace sinic vodního květu býložravými rybami silně závisí na mnoha faktorech. Jedná se hlavně o teplotní stratifikace nádrže, charakter potravních řetězců, trofii nádrže a antropogenní vlivy. Z některých laboratorních sledování dokonce vyplývá, že býložravé ryby složku planktonu bez obtíží přijímají, ale nemají schopnost ji ve svém trávicím traktu rozložit a strávit (Keršner a kol., 1994). Rybím druhem byl pro tento účel nejčastěji testován tolstolobik bílý (*Hypophthalmichthys molitrix*).

Tolstolobik bílý je významným filtrátorem, jehož potravní složkou je od cca jednoho měsíce věku (~2 cm) fytoplankton. Velikost štěrbin v jeho filtračním aparátu je velmi malá a nepřesahuje ani u velkých jedinců 20 μm , což mu umožňuje získávat i velmi drobné potravní organizmy fytoplanktonu i bakteriální aglomerace. Jeho schopnost trávení fytoplanktonu je však velmi slabá a většina buněk prochází jeho trávicím traktem vitální a neporušená a dokonce se ukazuje, že na některé druhy fytoplanktonních řas působí stimulačně a podporuje tak eutrofizační procesy (Gavel a kol., 2004). Trávení je podstatně úspěšnější, pokud jsou buňky fytoplanktonu mrtvé a narušené rozkladem (Adámek a kol., 2010).

Výsledky použití tolstolobika bílého, kterých bylo dosaženo na různých nádržích, se však liší. Pozitivní vliv tolstolobika bílého na omezení fytoplanktonu byl zjištěn v údolní nádrže Skalka v Čechách (Hochman a Heteša, 1982). V potravě tolstolobiků byla zaznamenána přítomnost sinice *Microcystis*. Autoři doporučují obsádku tolstolobika proti nadměrnému rozvoji řas a sinic v eutrofních nádržích.

8.2. Fyzikální přímé metody

Fyzikální metody přímé zahrnují ošetření ultrazvukem, který má negativně působit na sinice a jejich konkurenční výhody (plynové měchýčky) a podpořit tak růst netoxických řas. Další fyzikální přímou metodou je proplachování a ředění. Cílem této metody je naředit

eutrofní vodu jiným zdrojem vody, který neobsahuje tolik živin a zlepšit tak stav nádrže. Dále sem patří mechanické odstraňování pomocí sítí a předfiltrace (využití mikrofiltrů).

8.2.1. Ošetření ultrazvukem

Díky schopnosti buoyancy získávají některé sinice (*Microcystis*, *Anabaena*, *Planktothrix*) silnou konkurenční výhodu oproti zeleným řasám. Zelené řasy jsou sice schopny růst rychleji než sinice, ale nedokáží regulovat svoji pozici ve vodním sloupci tak jako sinice pomocí plynových měchýřků (Maršálek a kol., 2006). Pokud se podaří zničit plynové měchýřky popraskáním vlivem ultrazvuku, je tato konkurenční výhoda zrušena. Tak by měl být podpořen růst netoxických řas na úkor toxických sinic (Adámek a kol., 2010).

Při použití ultrazvuku může dojít k usmrcení značné části buněk, které se rozkládají a mohou mít nepříznivé důsledky pro biodiverzitu vodního ekosystému vlivem uvolnění toxinů sinic. Je třeba zvážit použití této metody i z hlediska stávajícího složení rybí obsádky, u které by při nevhodném nastavení použití ultrazvuku mohla být také ovlivněna reprodukce, přírůstky a zdravotní stav (Maršálek a kol., 2006). Z tohoto důvodu není přímá a kontinuální aplikace ultrazvuku ve vodě v celé nádrži běžná a je jí vhodné zvažovat pouze tam, kde je lokalita uzavřená (například okrasná jezírka, fontány apod.) (Adámek a kol., 2010).

Bylo zjištěno, že *Microcystis aeruginosa* je nejcitlivější k ultrasonikaci ve světelné fázi poté, co proběhlo dělení buněk. V přírodních podmínkách se dělení řas a sinic objevuje ve specifické denní době. Rod *Microcystis* se obvykle dělí později ve světelné fázi. Z tohoto důvodu byla jako nejvhodnější doba pro kontrolu růstu *Microcystis* ultrazvukem stanovena doba těsně před západem slunce (He a Hader, 2002). Bohužel krátce po přerušení pravidelné ultrasonikace biomasa sinice exponenciálně rostla i u ultrazvukem ošetřených variant. To je v souladu s dříve publikovaným faktem, že sinice jsou schopny opětovné syntézy plynových měchýřků (aerotopů) během 20 hodin, a to i ve tmě. Nasazení této metody nelze doporučit bez posouzení konkrétní lokality odborníkem (Adámek a kol., 2010).

8.2.2. Proplachování a zředění

Předpokladem pro použití této metody je dobře dostupný zdroj vody s nízkým obsahem živin a s nízkým obsahem fytoplanktonu, který je přiváděn do nádrže, s cílem naředit její původní vodu. Snižuje se tak obsah živin potřebných pro růst sinic a také se odplavuje část vody se sinicemi zvýšením průtoku v nádrži (Maršálek a kol., 2006). Pokud je k dispozici pouze voda s nižším obsahem fosforu, může dojít ke zlepšení i jen samostatným fyzikálním

efektem promývání (Chorus a Bartram, 1999). Při vyplavování části biomasy vodního květu z nádrží může dojít k jejich přesunu do níže položených úseků toků a v době rozkladu ovlivnit jejich kyslíkový režim (Maršálek a kol., 1996). Kvůli velkému množství potřebné vody a vysokým požadavkům na kvalitu vody není tato metoda vhodná pro větší nádrže (Adámek a kol., 2010).

V případě jezera Veluwe v Nizozemí byla k promývání využita voda s nízkým obsahem fosforu, zato s vysokým obsahem dusičnanů a vápníku. Tím se zvýšila také vazebná kapacita sedimentů a množství fosforu uvolněného ze sedimentů tak rychle kleslo (Adámek a kol., 2010). Pozitivní efekt této metody byl zaznamenán také v jezerech Moses a Green v státě Washington (USA). V jezeře Green se zlepšily podmínky: obsah fosforu byl snížen z 60 na 20 $\mu\text{g l}^{-1}$, chlorofyl z 50 na 10 $\mu\text{g l}^{-1}$ a průhlednost vody se zvýšila z 1 na 4 metry během 3 let (Holdren a kol., 2001).

8.2.3. Mechanické odstraňování

Mechanické odstraňování vyprodukované biomasy přichází v úvahu hlavně v místech, kde dochází k (někdy jen dočasnému) shromažďování biomasy vodního květu (Maršálek a kol., 1996). Výhoda této metody spočívá tom, že spolu s buňkami je odstraněno i velké množství živin, které jsou v buňkách sinic obsaženy (Maršálek a kol., 2006). K separaci biomasy jsou používány nejčastěji husté sítě, případně řídké syntetické textilie. Nevýhodou této metody je, že biomasa sinic při sušení nepříjemně páchne, sušení probíhá při normální teplotě velmi pomalu (přítomnost slizu) a při vyšší teplotě vznikají amorfnní krusty, které je potřeba dezintegrovat. Bylo by vhodné používat sprejové sušárny, ale to je neekonomické (Maršálek a kol., 1996).

8.2.4. Předfiltrace

Zařízení na úpravu vody obvykle mají hrubé filtry, které odstraňují nečistoty z vody. Tyto filtry však nedokáží odstranit sinice. Nicméně mikrofiltry mohou odstranit větší řasy, sinice a shluklé (agregované) buňky (Chorus a Bartram, 1999). Mouchet a Bonnelye (1998) uvádějí, že takto bylo odstraněno 40 – 70 % dvou druhů sinic. Dále ovšem zmiňují, že např. jednotlivé nebo malé kolonie *Microcystis* jsou zachyceny jen málo- někdy méně než z 10 %. Problémem však zůstává možnost prasknutí buněk, a tím uvolnění toxinů při tlaku vznikajícím na filtru. Tento problém se řeší buďto oddělením toxinů sinic nebo jejich přeměnou v jiné, nejlépe neškodné produkty.

Primární toxiny sinic (microcystiny, nodulariny a anatoxiny) jsou sice rozpustné ve vodě, ale podle laboratorních pokusů, jsou produkovány uvnitř pomalu rostoucích zdravých buněk (Chorus a Bartram, 1999). Mole a kol. (1997) prokázali, že microcystin uvolněný z kultury *Microcystis aeruginosa* začal vznikat až v poslední fázi exponenciálního růstu a jeho koncentrace se výrazně zvýšila během stacionární fáze. Toto bylo spojeno se snížením integrity buněk. Množství uvolněného toxinu bylo ovlivněno kultivačním médiem a u většiny běžně používaných médií dosáhlo až 50 % ve stacionární fázi populačního růstu. Prioritou při úpravě vody je stav, kdy se vodní květ ještě nezačal rozkládat nebo jeho buňky nebyly ovlivněny nějakým jiným procesem úpravy, tj. dokud jsou toxiny zachovány uvnitř buněk. Nicméně v době rozvoje vodního květu se dá očekávat, že část toxinů je již do vody uvolněna.

Bylo prokázáno, že fyzikálně-chemické ošetření způsobuje rozpad buněk a uvolnění toxinů (James a Fawell, 1991). Významný rozpad buněk byl prokázán i při delší přepravě vody v potrubí (Dickens a Graham, 1995). Nicméně ostatní experimenty prováděné s kultivovanými *Microcystis* ukázaly, že procesy používané při úpravě vody nezpůsobují rozpad buněk nebo uvolnění toxinů. Navíc změny v pH v rozsahu od 5 do 9, které se mohou vyskytnout při úpravě vod, nezpůsobují uvolnění intracelulárních toxinů (WRC, 1996).

8.3. Přímé chemické metody

Přímými chemickými metodami se rozumí hlavně ošetření sedimentů pomocí chemických prostředků, jejichž úkolem je snižovat množství sinic algicidy, které způsobují jejich úhyn nebo vysrážením z vodního sloupce pomocí koagulace, či flokulace. Mezi algicidní přípravky patří např. manganistan draselný nebo síran měďnatý. Jako koagulant se používá síran hlinitý, uhličitan vápenatý nebo hydroxid vápenatý a jako flokulant se používá hliník.

8.3.1. Algicidy

Algicidy jsou látky toxické pro sinice i řasy. Bereme-li v úvahu pouze sinice, můžeme tyto látky označit jako cyanocidní či cyanostatické. Cyanocidní látky mohou sinice přímo zabít a snižovat tak jejich množství ve vodě (Maršálek a kol., 2006). Cyanostatické látky sinice přímo nezabíjejí, ale zabraňují jejich dalšímu růstu. Nejeftektivnější doba zásahu proti masovému rozvoji vodních květů sinic je na počátku jejich rozvoje, tedy ke konci stádia „clear water“, protože v tomto období jsou nejzranitelnější, přijímají nejvíce látek ze svého

okolí a po přezimování jsou zesláblé (Maršálek a kol., 1996). Je-li hladina nebo vodní sloupec plný kolonií sinic, které jsou v dobrém fyziologickém stavu, nelze takový zásah provádět, protože by po použití algicidu mohlo dojít k úniku vysoké koncentrace intracelulárních toxinů (Chorus a Bartram, 1999). Nebezpečí použití algicidů ukázala jejich aplikace na tropickém ostrově u pobřeží Queenslandu v Austrálii, kde místní lidé onemocněli hepato-enteritidou po ošetření jejich nádrže síranem měďnatým (Bourke a kol., 1983).

Je nutné si uvědomit, že samotný zásah přípravkem ve většině případů nepovede k trvalému zlepšení kvality vody v nádrži. Jsou známy jen výjimečné případy (např. finská jezera), kdy mělo použití algicidů účinnost delší než jeden rok. Většinou jde o zásahy, kdy se účinnost pohybuje v rozmezí týdnů až měsíců, většinou je to tak z důvodů nadměrného přísunu živin lidskou činností a následně dochází k masovému rozvoji autotrofních organismů (Chorus a Bartram, 1999). Hlavní cesty, kterými se živiny dostávají do vodní nádrže jsou: povodí nad nádrží, septiky a výpustě z bezprostřední blízkosti vodního díla, sedimenty vlastní nádrže aj. Každá z těchto cest může mít v dané lokalitě význam, ale platí, že jen po úspěšném vyřešení těchto problémů lze dosáhnout uspokojivého a dlouhodobého účinku algicidních preparátů (Jančula a kol., 2008).

Mezi nejčastější algicidy patří síran měďnatý (CuSO_4), Reglone A, Simazin, sloučeniny hliníku ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$), hydroxid vápenatý ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), manganistan draselný (KMnO_4), volný chlór, chlornan sodný (NaOCl), chlorid železitý (FeCl_3) a síran železitý ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$). Při vhodně zvolených koncentracích patří chlorid železitý a síran železitý mezi nejvhodnější. Jednak proto, že jejich toxicita pro ryby a obecně vodní ekosystém je nižší než toxicita některých herbicidů, a také proto, že jejich použití (ošetření větších vodních ploch) je ekonomičtější (Maršálek a kol., 1996).

Algicid-síran měďnatý

Záznamy o použití síranu měďnatého pochází z roku 1890 v Evropě (Sawyer, 1962) a z roku 1904 v USA (Moore a Kellerman, 1905). Vliv na životní prostředí není jednoznačný a je stále předmětem diskuse (Effler et al., 1980). Po ošetření síranem měďnatým může dojít i k úmrtí ryb, ale není jasné, zda je to způsobeno toxicitou mědi nebo nedostatkem kyslíku (Hanson a Stefan, 1984). Hodnocení použití síranu měďnatého naznačují, že existují velké rozdíly v citlivosti různých druhů na měď (McKnight a kol., 1983). Koncentrace měďnatých iontů inhibující růst fytoplanktonu jsou uváděny v hodnotách aktivity měďnatého iontu. Aktivita měďnatých iontů toxická pro fytoplankton (rozsivky, obrněnky a zelené řasy) se v

laboratorních testech toxicity pohybuje v rozpětí 10^{-6} do 10^{-11} M ($0,063 - 6,3 \times 10^{-7}$ mg l⁻¹ Cu²⁺), což je rozdíl více než 4 řádů (McKnight a kol., 1983).

Algicid-manganistan draselný

Manganistan draselný byl použit jako algicidní činidlo v r. 1935 (Holden, 1970). Severoamerický průzkum uvedl, že se manganistan draselný používá na rozdíl od síranu měďnatého jen málo. Fitzgerald (1966) zkoumal relativní toxicitu manganistanu draselného na osmi druzích řas a sinic a stanovil algicidní dávku, která se pohybuje v rozmezí 1 – 5 mg l⁻¹, s výjimkou jednoho druhu zelených řas, kde bylo zapotřebí až 8 mg l⁻¹.

Nevýhoda použití algicidů spočívá v možnosti uvolnění toxinů do vody. Vzhledem k tomu, že toxiny sinic jsou především intracelulární, musí být algicidy použity se zvláštní opatrností, aby nedošlo k jejich uvolnění. Tyto rozpuštěné toxiny se pak se rozptylují a ředí ve vodě a použití dalších úprav pro odstranění cyanotoxinů může být nákladné (Maršálek a kol., 1996). Otázkou také zůstává, jakou dávku a jaký přípravek vybrat, aby zásah postihl jen cílové organismy tj. např. jen sinice a dále jak se ekosystém vyrovná se vznikem anaerobních podmínek na dně při mikrobiálním rozkladu ošetřené biomasy. Také je potřeba zvolit správný způsob aplikace, aby došlo k rovnoměrnému ošetření vodní nádrže a nedocházelo ke vzniku zón, kde by se přípravek vyskytoval ve vyšších než stanovených koncentracích. Další otázkou je, jak dlouhá bude účinnost daného přípravku (biologická rozložitelnost, vazba na sedimenty, fotodegradace), jak bude ovlivněn ekosystém (teplota, množství živin, množství fytoplanktonních organismů, doba zdržení v nádrži) (Jančula a kol., 2008). V mnoha zemích, národní nebo místní předpisy o životním prostředí zakazují nebo omezují používání algicidů vzhledem k jejich nepříznivým dopadům na životní prostředí (Chorus a Bartram, 1999).

V ČR byla vydána metodika VÚHR Vodňany pro použití algicidního přípravku Kuprikol v rybářství, kde je pro likvidaci vodního květu sinic doporučena dávka 2 kg.ha⁻¹ vodní plochy. Účinná látka je organicky vázaná měď ve formě oxychloridu mědi, který se nevysráží ve vodě nádrže tak rychle jako klasický síran měďnatý). V ČR je používána i látka Reglone a, ale jedná se spíše o ošetření makrofyt. Za stejným účelem je u nás registrován i přípravek Roundup biaktiv. Ten obsahuje účinnou látku glyfosfát (Adámek a kol., 2010).

8.3.2. Koagulanty a flokulanty

Pomocí koagulantů a flokulantů lze vysrážet sinice z vodního sloupce. Buňky sinic klesnou na dno mimo dosah fotosynteticky aktivního záření a dochází k jejich pozvolnému

rozkladu. Zásah je běžně provozován v úpravnách vod, kde se srážením z vody odstraňují drobné plovoucí částice a buňky fytoplanktonu, které jinak sedimentují jen velmi pomalu. Výhoda srážení oproti aplikaci algicidů (cyanocidů) spočívá v nerozrušení buněk sinic, takže nedochází k vylití toxinů z buněk do okolní vody (Adámek a kol., 2010).

Koagulant je anorganická látka, která neutralizuje elektrické náboje na povrchu malých částic, které jsou ve vodě, což jim umožňuje se přiblížit (nejsou odpuzovány stejné náboje) a vytvořit větší shluky. Koagulace se od srážení liší. Srážení zahrnuje převod rozpustných látek na nerozpustné částice, zatímco koagulace se zabývá rozptýlenými částicemi jako jsou větší molekulární přírodní organické hmoty, minerální zákal (jíl, bahno), mikroorganismy (včetně sinic) a oxidované, nerozpustné formy železa a manganu (Chorus a Bartram, 1999).

Mezi používané koagulanty patří síran hlinitý, uhličitán vápenatý, hydroxid vápenatý, polyaluminium chlorid (PAX) a jílové materiály. Koagulaci solí vícemocných kovů se může pomoci přidáním různých syntetických organických polymerů. Efektivní odstranění řas je závislé na optimalizaci dávek koagulantu a jeho pH (Adámek a kol., 2010). Mouchet a Bonnelye (1998) prokázali, že správná dávka koagulačního činidla je nezbytná pro odstranění řas a je úměrná součtu alkality vody a logaritmu počtu buněk. Bernhardt a Clasen (1991) uvádějí, že koagulace kulovitých řas s hladkým povrchem jsou účinné, u vláknitých nebo velkých řas anebo u řas s brvami na povrchu je nutné použít vysoké koncentrace flokulačních hydroxidů. Pokud jde o microcystiny, má koagulace zanedbatelný vliv na odstranění rozpustných toxinů ve vodě.

Flokulace: floc je jiné slovo pro vločka (flake) tj. vytváření vloček – agregací (shluknutím) částic (např. jíl se naváže na řasy, ty ztěžknou a padají dolů (sedimentují). Flokulace většinou následuje po koagulaci, což znamená, že se voda ještě začne míchat a shluky vytvoří ještě větší shluky (Chorus a Bartram, 1999). Vysoké dávky flokulantů při úpravě vody uvolňují toxiny z buněk do vody. Např. při úpravě vody vysokou dávkou hliníku se více než 23 % microcystinu-LR vázaného uvnitř buněk v průběhu 2 dnů uvolnilo do vody (Lam a kol., 1995). Avšak flokulace provedené v laboratorních podmínkách, které stimulují provozní čistírny odpadních vod, vyústila v odstranění buněk ve zdravém stavu, a bez dalšího uvolňování microcystinu-LR (Chorus a Bartram, 1999). Použití hliníku v poloprovozním zařízení na kultivovanou *Microcystis aeruginosa* v exponenciální fázi růstu nedošlo k poškození buněk během léčebného procesu a že žádné další toxiny nebyly uvolněny (Drikas a kol., 1997). Chow a kol. (1997) použili chloridu železitého jako činidla a ukázaly se podobné výsledky s některými stimulacemi růstu obou druhů řas.

8.3.3. Flotace bublinkami vzduchu (Dissolved air flotation=DAF)

Koagulace obvykle následuje po sedimentaci, ale v některých vodách, kde je obsah nerozpuštěných látek nízký, je často snadnější nečistoty vyplavit na povrch. Nasycení vody vzduchem pod tlakem by mělo probíhat po flokulaci. Vytvoří se malé bublinky vzduchu, které se vážou na shluklé částice, a tak je vyplaví na povrch. Vyplavený kal je pak sbírán a odstraňován (LR Chorus a Bartram, 1999). Tento proces se nazývá flotace bublinkami vzduchem (DAF) a u vod s malým zákalem nebo vod s vysokou koncentrací řas je účinnější než sedimentace. Při použití sedimentace bylo odstraněno 76,5 % buněk *Microcystis*, zatímco pomocí DAF jich bylo odstraněno 98 % (Gregory a Zabel, 1990). DAF ale nelze použít při vysokém zákalu vody a je náročnější na obsluhu a údržbu (Mouchet a Bonnelye, 1998).

8.4. Nepřímé biologické metody

Nepřímé biologické metody spočívají ve využití biologických preparátů (společenstev bakterií) pro mineralizaci sedimentů. Cílem této metody je snížit obsah živin ve vodním sloupci pomocí bakterií, které při rozkladu spotřebovávají živiny využitelné pro sinice a mohou tak snižovat jejich početnost.

8.4.1. Využití společenstev bakterií pro mineralizaci sedimentů

Bakterie rozkládají neživé organické látky v sedimentech. Pro svůj růst spotřebovávají dusík a fosfor, a tak snižují využitelnost těchto živin ve vodním sloupci. Fosfor využívají ve formě fosforečnanů a zabudovávají ho do své buněčné hmoty, a tak ho činí nedostupným pro řasy. Mikroorganismy jsou poté potravou pro vodní bezobratlé včetně larev hmyzu (Maršálek a Feldmannová, 2006). Jak roste biomasa mikroorganismů, tak se zvyšuje rozvoj společenstev vodních organismů. Jde o nové technologie a diskuze o tom, jak dlouho udrží mikroorganismy živiny není uzavřena. Praxe ukazuje, že živiny jsou v biomase mikroorganismů drženy do konce vegetační sezóny a s poklesem mikrobiální biomasy koreluje i podzimní zvýšení koncentrace fosforu ve vodě, který už ale není využitelný pro růst fytoplanktonu (Adánek a kol., 2010).

Mikroorganismy v přípravcích zajišťují většinou rozklad organické hmoty pomocí těchto reakcí: Amoniak je za aerobních podmínek oxidován na dusitany a následně na dusičnany, které slouží jako konečný akceptor elektronů pro mikroorganismy, rozkládajících organickou hmotu na povrchu sedimentů za podmínek nízkého obsahu kyslíku. Dusičnany

jsou dále denitrifikací přeměněny na plynný dusík. Mastné kyseliny jsou mikrobiální aktivitou transformovány na oxid uhličitý a vodu. Dusík a oxid uhličitý unikají do atmosféry (Pitter, 2009). Přípravky mohou být koncipovány dle konkrétního složení sedimentů nebo jsou přímo vyvinuty jako širokospektrální a zajišťují rozklad organických látek kaskádově v návaznosti fyziologických skupin mikroorganismů. Pro aplikace do přírodních ekosystémů nejsou vhodné monokultury mikroorganismů, které se používají například jako aktivační přípravky do septiků a dočišťovacích nádrží (Maršálek a Feldmannová, 2006).

Existuje dokonce i konkrétní představa o plovoucí čističce sedimentů, která by také využívala bakteriálního rozkladu. Sedimenty by byly čerpány ze dna na soustavu pontonů (speciální čluny), které by v podstatě fungovaly jako ČOV. Zde by postupně docházelo k úpravě bahna mechanickou cestou, prokysličováním, chemickou úpravou pH, bakteriologickou úpravou pomocí nitrifikace, denitrifikace a rozkladu organické hmoty saprofyty. Vyčištěné sedimenty zbavené organických látek by se pak vypouštěly zpět na dno. Nové návrhy směřují k možnosti recyklovat fosfor ze sedimentů a získávat tak surovinu, která bude z fosilních zdrojů vytěžena během cca 40 let (Adámek a kol., 2010).

8.5. Fyzikální nepřímé metody

Fyzikální nepřímé metody se zabývají ošetřováním sedimentů a to buďto jejich překrytím nebo odtěžením. Cílem metody překrývání sedimentů je zakrýt dno sedimentů tak, aby z nich nebyly uvolňovány živiny. A těžba má odstranit svrchní vrstvu sedimentů s největší zásobou fosforu a snížit tak sinicím jeho využitelnost.

8.5.1. Překrývání sedimentů

Jednou z možností je zakrýt dno sedimentů geotextilií, izolační fólií, surovým popelem, rozdrčenými cihlami nebo dalšími materiály, které by měly být prokazatelně inertní (neaktivní) a ekotoxikologicky neproblémové. Existuje celá řada technik, jak krycí materiál umístit rovnoměrně na dno. Překrývání sedimentů může být i vhodně propojeno s těžbou sedimentů. V části jezera lze kontaminované sedimenty odtěžit a přesunout na jedno místo, kde se sedimenty překryjí. Takto mohou být sedimenty buď nahnuty do sníženého místa, nebo naopak lze sedimenty soustředit na jedno místo a navršíť až do takové výšky, kdy z nich vznikne nový ostrov (Adámek a kol., 2010).

Další možností je umístění mechanické a bariérové nepropustné vrstvy na povrch

sedimentů s cílem omezit uvolňování kontaminantů nebo živin ze sedimentu do vodního sloupce. Krycí materiál představuje povrchovou mechanickou bariéru proti převrstvování pod kterou je vložena vrstva aktivní bariéry (Maršálek a Felmannová, 2006). Jako mechanická bariéra se dá využít čistý sediment (bez toxických látek nebo živin), písek nebo štěrk. Vrstva by měla být 30 - 40 cm silná kvůli prevenci biologického míchání sedimentů a měla by být o něco hrubší než původní sediment, aby nedocházelo k promíchání větrem, vlnami apod (UNEP-IETC, 1999).

Materiály zajišťující aktivní bariéru jsou propustné geochemické materiály schopné aktivně demobilizovat kontaminanty nebo živiny v pórové vodě adsorbci (hromadění plynné nebo rozpuštěné látky na povrchu jiné látky) nebo vysrážením. V současné době byly ve světě testovány jako aktivní bariéra tyto materiály: uhličitan vápenatý (CaCO_3), zeolity, modifikované jíly a modifikované deriváty kaolínu, a to buď samotné nebo fixované na geotextilie a speciální textilie a síťoviny, obdobně jako je tomu u zakládání skládek (Jacobs a Forstner, 1999).

Překrývání sedimentů je využívaná alternativa k technicky mnohem náročnější a také nákladnější těžbě sedimentů. Tato technika je využívána především pro ošetření sedimentů znečištěných kovy a toxickými organickými látkami, ale je možné ji využít pro omezení přísunu živin ze sedimentu (Maršálek a Felmannová, 2006). Tato metoda je však vzhledem k obtížnosti vytvoření rovnoměrné souvislé vrstvy materiálu pod vodou užívána zřídka. Další nevýhodou je také zmenšení objemu nádrže (Adámek a kol., 2010).

8.5.2. Těžba sedimentů

Těžba sedimentů je velmi efektivní metoda pro omezení obsahu živin v nádrži (Maršálek a Feldmannová, 2006). Je ovšem velmi nákladná, a proto je potřeba před vlastním rozhodnutím provést podrobný průzkum sedimentů. Musí se zhodnotit mocnost, mechanické složení a ekotoxikologické charakteristiky sedimentu dle platné legislativy (Adámek a kol., 2010). Většinou se stanovují toxikologicky významné těžké kovy, polychlorované bifenoly, ropné produkty (NEL), triazinové herbicidy a chlorované pesticidy, podle charakteru lokality i látky další. Pokud se nezjistí obsah toxických látek, vytěžené sedimenty je možno použít pro zemědělské účely (Pokorný a Hauser, 2002). Náklady na odstranění sedimentů z nádrží se skládají ze 3 položek: těžba, převoz a uložení sedimentů. Vzhledem k tomu, že jde pravděpodobně o nejnákladnější opatření, je doporučeno rozhodnout, které části nádrže bude nutno odtěžit, které bude vhodnější ošetřit na místě, a které je možno ponechat na místě,

protože neovlivňují žádný ze sledovaných parametrů (rozvoj sinic, uvolňování živin, plavební dráhy atd.) (Adámek a kol., 2010).

Těžba by měla zajistit redukci vnitřní zásoby fosforu v jezerech díky odstranění svrchní vrstvy sedimentů, které obsahují fosforu nejvíce a dále je takto odkryta vrstva s větší kapacitou pro další vázání fosforu. Navíc z hlediska omezení masového rozvoje sinic má těžba tu výhodu, že spolu se sedimentem je odstraněna značná část kultury sinic, které je v sedimentu trvale přítomno (Maršálek a Feldmannová, 2006). Výběr těžební techniky závisí na dostupnosti úložišť, charakteru dna, stupni kontaminace sedimentů a na kvalitě sedimentů (Maršálek a kol., 1996). Dále závisí na množství sedimentů, které je třeba odtěžit, rychlosti těžby a minimalizaci úniku částic do vodního sloupce. Klasický způsob odtěžení sedimentů je vypuštění nádrže a následné vyhrnutí sedimentů bagrem. Řadu nádrží však z různých důvodů nelze úplně vypustit. Proto existují i techniky těžby sedimentů při napuštěné nádrži. Ze všech těchto metod je pro přírodní ekosystém pravděpodobně nejšetrnější použití sacího bagru (Adámek a kol., 2010).

Sací bagr odsává sediment z vody, nádrž není nutné vypouštět. Proto jej lze použít tam, kde není technicky možné nádrž vypustit nebo tam, kde by po vypuštění mohlo dojít k narušení statiky okolní zástavby. Sací bagr těží ze středu nádrže, sediment je potrubím dopravován i na vzdálenost několika km. To zabraňuje jakékoliv kontaminaci či poškození okolí nádrže, nejsou narušena pobřežní společenstva (Maršálek a Feldmannová, 2006). Doprava sedimentu potrubím nezatěžuje okolí hlukem a prachem. Odsávání může probíhat i v době hnízdění ptáků. Tento způsob odsávání sedimentu je tedy šetrný k přírodě (Adámek a kol., 2010).

Odsávání sedimentu je i levnější než vyhrnování, pokud je plocha nádrže větší než několik ha a objem sedimentu větší než $10\,000\text{ m}^3$, aby se vyplatil transport a nasazení bagru. Ve srovnání s jinými ozdravnými zásahy omezujícími vnitřní zdroj živin v nádrži je ovšem technicky, finančně i časově náročnější (Pokorný a Hauser, 2002).

Odsávaný sediment je zvodnělý a musí být ukládán do usazovacích nádrží, kde vysychá nebo je možno zapojit k zařízení kalolis tj. filtrační lis neboli zařízení k tlakové filtraci kapalin). Na úložiště je transportován systémem potrubí. Pokud vyhovuje normám pro zemědělství či zahradnictví, může být po usazení využit pro přihnojování půdy (často je přimícháván do balených zahradnických substrátů). V nejlepším případě může být aplikován přímo na pole. Tím odpadá nutnost budování usazovacích nádrží a úpravy vody, která z nich vytéká. Moderní technologie sacích bagrů jsou spojeny s kalolisy, přičemž separovaný vodní

podíl je vracen ke dnu často s přidavkem bakteriálních kultur s cílem podpořit mineralizaci zbývajících organických sedimentů (Adámek a kol., 2010). Pomocí sacího bagru bylo například odtěženo několik set tisíc kubických metrů sedimentů z rybníku v Telči a v Kamberku, dále ze stabilizačního rybníka ČOV v Jindřichově Hradci (Maršálek a kol., 1996).

8.6. Chemické nepřímé metody

Mezi chemické nepřímé metody patří chemické ošetření sedimentů sloučeninami dusíku a železa. Jedná se o metodu, ve které figurují složité biochemické reakce, jejichž vlivem jsou ze sedimentů uvolňovány živiny. Cílem této metody je ošetřit sediment pomocí sloučenin dusíku a železa a zabránit tak dalšímu uvolňování živin ze sedimentů.

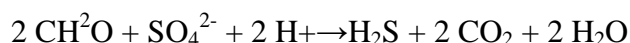
8.6.1. Chemické ošetření sedimentů sloučeninami dusíku a železa (RIPLOX)

Podle Adámka a kol. (2010) vzniká sediment erozí půdy a depozicí nerozpuštěných částic z povodí, transportem řekou a ukládáním v jezeře a dále usazováním částic organické hmoty, které vznikly produkcí v nádrži. Obvykle se skládá z jemnozrnných písčitých a jílovitých částic obohacených organickým materiálem. Tyto organické sedimenty slouží jako vnitřní zdroj živin v jezeře. Silné uvolňování živin ze sedimentů nastává vlivem chemických a biochemických procesů v případě, kdy je nádrž stratifikována a nade dnem se vytvoří bezkyslíkaté podmínky (Eiseltová, 1996). Za bezkyslíkatých podmínek dochází k rozkladu organické hmoty v procesu denitrifikace (jeden z procesů v koloběhu dusíku, při němž se redukuje dusičnan na elementární dusík) a desulfurikace (redukce síranů na sirovodík). Prvním procesem je denitrifikace, která zajišťuje konečnou oxidaci organické hmoty za vzniku molekulárního dusíku (N_2), oxidu uhličitého, vody a hydroxylových iontů (Adámek a kol., 2010).

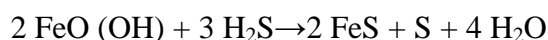


Tento proces probíhá v takovém redoxním rozmezí, kdy ještě nejsou železité ionty redukovány na železnaté, nebo kdy sulfidy soutěží o železnaté ionty s fosforečnany. To znamená, že fosfor se ještě nemůže uvolňovat ze sedimentů a nemůže tak podporovat primární produkci (Eiseltová, 1996). Denitrifikace je přirozeným procesem, nicméně v přírodních jezerech nehraje významnou roli, neboť dusík v oxidovaném stavu je v dostatečném množství přiváděn přítoky jen zřídka (Pitter, 2009). Aktuální data monitoringu povodí dokonce ukazují, že dusičnanů je v nádržích na aktivní denitrifikaci nedostatek. Po

vyčerpání dusičnanů probíhá v sedimentu desulfurikace, při které je oxidována organická hmota a vzniká CO₂, dochází tedy k reduci síranu:



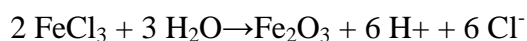
Vzniká sirovidík (H₂S), který vyčerpává zbývající množství kyslíku a poslední stopy oxidovaných dusičnanových sloučenin a reakcí s hydroxidy a fosforečnany trojmocného železa (FeO(OH) a FePO₄) tvoří sulfid železnatý (FeS), což vede k uvolňování fosforečnanů (Eiseltová, 1996).



Fosforečnany jsou prve pevně vázány v sedimentech především jako málo rozpustné sloučeniny s Fe^{III}. U dna nádrží mohou nastat bezkyslíkaté podmínky, přičemž dochází k redukci Fe^{III} na Fe^{II} a k uvolňování fosforečnanů do vody (Maršálek a Feldmannová, 2006). Metoda RIPLOX spočívá v přidání dusičnanů v dostatečné koncentraci. Tak mohou být udrženy anoxické podmínky prostředí, kdy ještě nedochází k redukci Fe^{III} a fosforečnany se do vody neuvolní (Pitter, 2009). K ošetření sedimentu se používají oxidované sloučeniny dusíku (dusičnan vápenatý: Ca(NO₃)₂ a sloučeniny železa (chlorid železitý: FeCl₃). Sloučeniny dusíku se aplikují postupně nejméně několik týdnů. Doba aplikace závisí na struktuře sedimentu, jeho mocnosti a dynamice vody na mezifázi sediment-voda (Adámek a kol., 2010).

Sloučeniny železa se do vody přidávají na základě jejich schopnosti vázat fosfor (buď přímo za vzniku fosforečnanu železitého, nebo absorbcí na hydroxidy železa), a tím destabilizují sirovodík a další siřičkové sloučeniny v sedimentu. Sirovodík tak nemůže zreagovat, nedochází k uvolnění fosforečnanů a následnému rozvoji vodního květu (Eiseltová, 1996)

Nevýhodou popsaného způsobu ošetření je, že mu musí předcházet laboratorní pokusy, při kterých se stanoví množství železa a fosforu a energetické podmínky v sedimentu, a také se pro konkrétní sedimenty musí vyzkoušet různá množství činidel. Při pokusech s aplikací sloučenin železa a dusičnanů se vypočte plošné dávkování a koncentrace těchto činidel (Maršálek a Feldmannová, 2006). V případě dusičnanů musí být vyzkoušena propustnost povrchu sedimentu pro dusičnan vápenatý. U sloučenin železa je nezbytné stanovit dávku dostatečnou pro nadměrné vázání fosforu v případě, že by v sedimentech došlo k desulfurikačním procesům (Eiseltová, 1996). Ve vodních nádržích s nízkou alkalitou může být přidáním sloučenin železa ve formě chloridu železitého vyčerpána pufrací kapacita, což vede ke vzniku kyselých podmínek, a tím se zpomalují procesy denitrifikace:



Aby se zabránilo vzniku kyselých podmínek, je třeba někdy přidat spolu se sloučeninami železa uhličitan vápenatý ve formě jemných částic o vysoké reaktivitě. Tímto způsobem se zajistí dostatečné množství pufru ve vodě a na povrchu sedimentu (Adámek a kol., 2010). Tato metoda byla s úspěchem využita při sanaci ramene Starého Dunaje ve Vídni. Byla použita i v jezeře Lillesjön, které bylo také s úspěchem ošetřeno v roce 1975 (Eiseltová, 1996).

8.7. Snížení trofie vody prokysličením hypolimnia

Kromě chemické oxidace sedimentů pomocí dusičnanů lze zajistit oxidaci sedimentů či vodního sloupce i přívodem molekulárního kyslíku ke dnu, a to buď provzdušněním (aerací) nebo vtlačováním kyslíku (oxygenací). Během období stratifikace dochází ve vrstvě nad sedimentem k vyčerpání zásob kyslíku vytvořených v období jarní cirkulace a může docházet k uvolňování živin (Adámek a kol., 2010). Během následného období cirkulace jsou tyto živiny vyneseny do eufotické zóny a přispívají k zvýšení primární produkce. Aby nedocházelo k vyčerpání zásob kyslíku, doporučuje se provádět právě provzdušňování hypolimnia (Eiseltová, 1996). Výhodou této procedury je, že koncentrace živin, které byly v hypolimniu vyšší, nejsou přenášeny do epilimnia a nezvýší růst řas. Zlepšení kyslíkových podmínek v hypolimniu umožní přežití ryb citlivých na jeho nedostatek,lepší kvalitu vody snížením koncentrace fosforu, železa a manganu, odstraní problémy s chutí a zápachem při dodávce pitné vody, zamezí poškození turbín a ostatních staveb korozí alepší kvalitu vody pod nádrží (Maršálek a Feldmannová, 2006). Vhodné je použít provzdušňovačů hypolimnia ve vodárenských nádržích, kde jsou náklady na úpravu pitné vody vysoké, neboť při vzniku anoxických podmínek v hypolimniu je nezbytné eliminovat produkty anaerobního rozkladu doplňkovým filtračním stupněm (Adámek a kol., 2010).

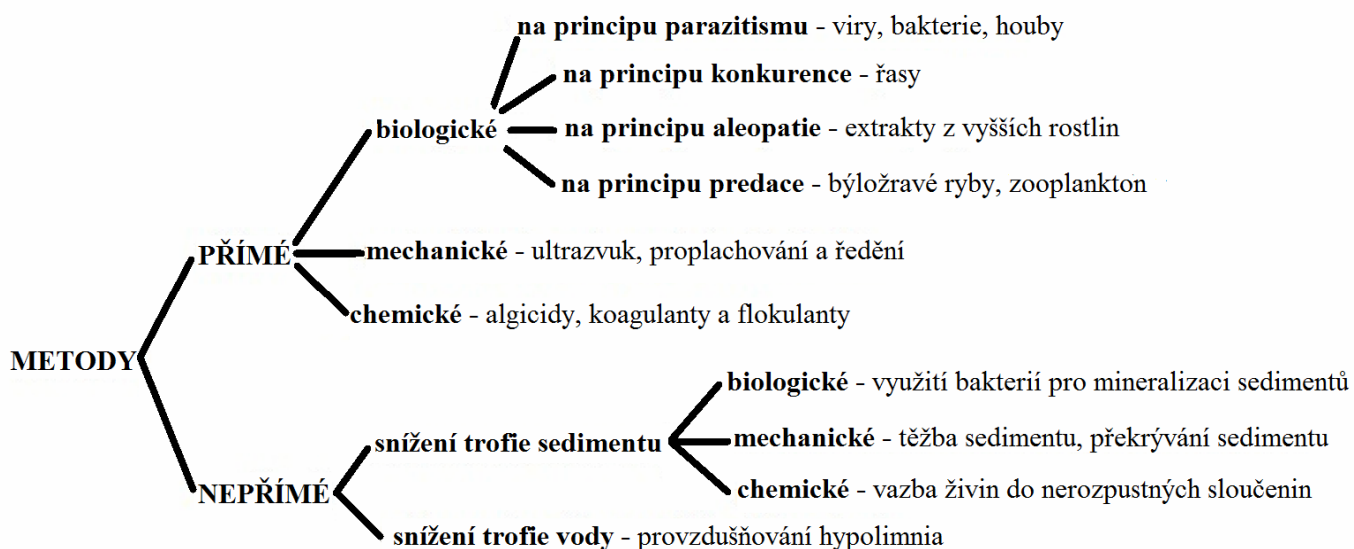
Provzdušňovací jednotka pro hypolimnion je tvořena dvěma soustřednými válci, které procházejí celým vodním sloupcem. Na kyslík chudá voda hypolimnia je nasávána směrem k provzdušňovací jednotce a obohacena o kyslík a následně se vrací do hypolimnia, aniž by byla zvýšena její teplota. Tato metoda je používána např. na vodárenské nádrži Nová Říše (Maršálek a Feldmannová, 2006). Rozhodnutí o aplikaci této metody musí předcházet studie podmínek konkrétního jezera či nádrže. Provozní náklady závisí na rozsahu hypolimnia, poměru spotřeby kyslíku v jezeře a stupni tepelné stratifikace (Cooke a kol., 1993). Tato

metoda se nedá použít pro mělká jezera nebo úzké anoxické vrstvy blízko dna, protože energetické zatížení zařízení je příliš velké (Maršálek a Feldmannová, 2006).

9. Závěr

Cílem mé práce bylo zpracovat literární přehled metod boje proti nadměrnému rozvoji sinic a řas. Každá z těchto metod byla zhodnocena podle jejich použitelnosti, úspěšnosti a rizik. Na základě této literární rešerše bylo vypracováno generální schéma (obr. 5), které znázorňuje hlavní směry, kterými je možno se ubírat při řešení problému s nadměrným rozvojem fytoplanktonu. Při snaze omezit masový rozvoj vodního květu je však potřeba zohlednit všechny faktory podmiňující jeho vznik a pro výběr metody jeho omezení je nutno zvážit také technické možnosti (např. dopravní dostupnost lokality). Vždy musí jít o komplex opatření, jejich kombinaci a optimalizaci podle hydrologických, ekologických, ale i ekonomických podmínek.

Obr. 5: Přehled metod boje s nadměrným rozvojem fytoplanktonu (vytvořeno podle Adámek a kol., 2010).



10. Seznam použité literatury

- ADÁMEK, Z, HELEŠIC, J., MARŠÁLEK, B., RULÍK, M (2010): Aplikovaná hydrobiologie, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, 350s.
- ADAMOVSÝ, O., PAŠKOVÁ, V., BLÁHA, L., HILSCEROVÁ, K., KOPP, R., BABICA, P., MARŠÁLEK, B (2006): Bioakumulace microcystinu-LR v rybí tkáni spojená s účinky na biochemické úrovni In Cyanobakterie: biologie, toxikologie a management, Brno, 44-50.
- ADAMOVSÝ, O., BABICA, P., BLÁHA, L., HILSCEROVÁ, K., HLÁVKOVÁ, J., MAREŠ, J., MARŠÁLEK, B., NAVRÁTIL, S., PALÍKOVÁ, M., ZIKOVÁ, A (2008): Akumulace microcystinů v rybách a potravních řetězcích In Cyanobakterie: invazivní sinice, nové cyanotoxiny a trendy v technologiích, Brno, 34-40.
- ADELMAN, W. J., FOHLMEISTER, J. F., SASNER, J. J., IKAWA, M (1982): Sodium channels blocked by anatoxin obtained from the blue- green alga *Aphanizomenon flos-aquae*, *Toxicol* 20: 512-516.
- AMBROŽOVÁ, J (1997): Sinice a řasy působící problémy ve vodárenství - toxikologické posouzení In XI. Limnologická konference, Doubí u Třeboně, 1s.
- ANNILA, A., LEHTIMÄKI, J., MANILA, K., ERIKSSON, J.E., SIVONEN, K., RANTALA, T. T. a DRAKENBERG, T (1996): Solution structure of nodularin an inhibitor of serine/threonine specific protein phosphatases, *Journal of Biological Chemistry* 271, 16695-16702.
- BARCHI, J. J., NORTON, T. R., FURUSAWA, E., MOORE, R. E (1983): Antitumor activity of cyanobacterium *Tolypothrix*, *Phytochemistry* 22: 2851- 2856.
- BARRET, P.R.F., CURNOW, J., LITTLEJOHN, J. W (1996): The control of diatom and cyanobacterial blooms in reservoirs using barley straw. *Hydrobiologia* 340: 307-311.
- BERNHARDT, H and CLASEN, J (1991): Flocculation of micro-organisms, *Journal of Water Supply: Research and Technology- Aqua*, 40 (22), 76-87.
- BOURKE, A.T.C., HAWES, R.B., NEILSON, A. and STALLMAN, N.D (1983): An outbreak of hepato-enteritis (the Palm Island Mystery Disease) possibly caused by algal intoxication, *Toxicol* 3, 45-48.
- BROOKS, W.P. a CODD, G.A (1987): Distribution of *Microcystis aeruginosa* peptide toxin and interactions with hepatic microsomes in mice, *Pharmacology & Toxicology*, 60, 187-191.
- CAIOLA, M. G., PELLEGRINI, S., GEROLA, F. M., RIBALDONE, A (1991): *Bdellovibrio*-like bacteria, *Journal of Phycology* 20, 471-475.
- CANTER, H. M. a LUND., J. W. G (1951): Fungal parasites of the phytoplankton II, *Annals of Botany* 58, 129-129.
- CARDELLINA, J.H., MARMER, F.J a MOORE, R.E (1979): Seaweed dermatitis, structure of lyngbyatoxin A, *Science* 204, 193-195.
- CARMICHAEL, W. W (1986): Algal toxins. –*Advances in Botanical Research* 12, 47-101.

- CARMICHAEL, W.W (1992): Cyanobacterial secondary metabolites, *Journal of Applied Bacteriology* 72: 445- 459.
- CARR, N.G a WHITTON, B.A (1982): *The Biology of Cyanobacteria*, Blackwell Scientific Publications, Oxford, 237-262.
- CASITAS MUNICIPAL WATER DISTRICT (1987): *Current Methodology for the Control of Algae in Surface Reservoirs*, American Water Works Association Research Foundation, Denver.
- COOKE, G. D., WELCH, E.B., PETERSON, S.A., NEWROTH, P.R (1993): *Restoration and management of Lakes and Reservoirs*, Lewis Publishers, Boca Raton, 548p.
- EFFLER, S.W., LINEN, S., FIELD, S.D., TONG-NGORK, T., HALE, F., MEYER, M., QUIRK, M (1980): Whole lake responses to low level copper sulphate treatment, *Water Research* 14, 1489-1499.
- EISELTOVÁ, M (1996): *Obnova jezerních ekosystémů- holistický přístup*, nakl. Wetlands International publ. č. 32, Berkshire (UK), 190s.
- EVERALL, N.C a LEES, D.R (1996): The use of barley straw to control general and blue green algal growth in a Derbyshire Reservoir, *Water Research* 30, 269-276.
- FALCONER, I. R., BUCKLEY, T. a RUNNEGAR, M. T (1986): Biological half-life, organ distribution and excretion of 125-I-labelled toxic peptide from the blue-green algae *Microcystis aeruginosa*, *Australian Journal of Biological, Sciences* 39, 17-21.
- FALCONER, R.I (1989): Effects on human health of some toxic cyanobacteria, *Toxicity Assessment* 4, 175- 184.
- FAWELL, J.K., JAMES, C.P. a JAMES, H.A (1994): *Toxins from Blue-Green Algae: Toxicological Assessment of Microcystin-LR and a Method for its Determination in Water*, Water Research Centre, Medmenham, UK, 1-46.
- FIALKOWSKA, E a PAJDAK-STOS, A (2002): Dependence of cyanobacteria defense mode on grazer pressure, *Aquatic Microbial Ecology* 27, 149-157.
- FITZGEORGE, R. B., CLARK, S. A. a KEEVIL, C.W (1994): Routes of intoxication. In CODD, G. A., JEFFERIES, T.M., KEEVIL, C. W. a POTTER, E: *Detection Methods for Cyanobacterial Toxins*, The Royal Society of Chemistry, Cambridge, UK, 69-74.
- FITZGERALD, G.P. (1966): Use of potassium permanganate for control of problem algae, *Journal Awwa* 58, 609-614.
- GANF, G.G., OLIVER, R.L (1982): Vertical separation of light and available nutrients as a factor causing replacement of green algae by blue-green algae in the plankton of a stratified lake., *Journal of Phycology* 70, 829-844.
- GAVEL, A., MARŠÁLEK, B., ADÁMEK, Z (2004): Viability of *Microcystis* colonies is not damaged by silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*), *Algological Studies* 113: 311-314.

GELNAROVÁ, J., JUSTÝN, J., KRUPAUER, V., MÁCHOVÁ, J., SIMANOV, L., SVOBODOVÁ, Z., VALENTOVÁ, V., VYKUSOVÁ, B., WOHLGEMUTH, E (1987): Toxikologie vodních živočichů, Státní zemědělské nakladatelství v Praze, 231s.

GREGORY, R and ZABEL, T.F: Sedimentation and flotation. In: F. W. PONTIUS (1990): Water Quality and Treatment, A Handbook of Community Water Supplies, American Water Works Association, McGraw Hill, Inc., New York, 443-445.

GUNN, G. J., RAFFERTY, A. G., RAFFERTY, G.C., COCKBURN, N., EDWARDS, C., BEATTIE, K.A. a CODD, G.A (1992): Fatal canine neurotoxicosis attributed to blue-green algae (cyanobacteria), Veterinary Record 4, 301-302.

HALOUSKOVÁ, O., MARŠÁLEK, B (2004): Cyanobakterie: biologie, toxikologie a možnosti nápravných opatření, Vodní zdroje Ekomonitor, Chrudim, 157s.

HANSON, M.J. a STEFAN, H.G (1984): Side effects of 58 years of copper sulphate treatment of the Fairmont Lakes, Minnesota, Water Resources Bulletin 20, 889-900.

HARADA, K. I., OGAWA, K., MATSUURA, K., MURATA, H., SUZUKI, M., WATANABE, ITEZONO, Y., NAKAYAMA, N (1990): Structural determination of geometrical- isomers of microcystin LR a RR from cyanobacteria by two-dimensional NMR spectroscopic techniques, Chemical Research Toxikology 3: 437- 481.

HARADA, K-I., TSUJI, K a WATANABE, M.F (1996): Stability of microcystins from cyanobacteria III, Effect of pH and temperature, Phycologia 35, 83-88.

HARTMAN, P., PŘIKRYL, I., ŠTĚDRONSKÝ, E (1998): Hydrobiologie, Praha, 335.

HAWKINS, P.R., CHANDRASENA, N.R., JONES, G.J., HUMPAGE, A.R. and FALCONER, I.R (1997): Isolation and toxicity of *Cylindrospermopsis raciborskii* from an ornamental lake, Toxicon 35, 341-346.

HEJZLAR, J (1998): Jakost vody v nádrži Lipno v letech 1991-1997 a prognóza jejího dalšího vývoje, HBÚ AV ČR, České Budějovice, 28s.

HE, Y. Y., HADER, D. P (2002): Reactive oxygen species and UV-B: effect on cyanobacteria, Photochemical and Photobiological sciences 10, 729-736.

HOCHMAN, L., HETEŠA, J. (1982): Vysazení Tolstolobika bílého do nádrže Skalka In Vodní ekosystémy, funkce- vývoj – ochrana, Sborník referátů ze VI. Limnologické konference v Blansku, 391 – 394.

HOLDEN, W.S (1970): The control of organisms associated with water supplies In Water Treatment and Examination. J&A. Churchill, London, 453-460.

HOLDREN, C., JONES, W., TAGGART J (2001): Managing Lakes and Reservoirs. Am. Lake Manage. Soc Madison WI, North American Lake Management Society, 382p.

HRBÁČEK, J (1981): Produkční vztahy, výchozí struktura pro posuzování faktorů eutrofizace úrodných nádrží.-Studie ČSAV, Akademia Praha, 58s.

CHORUS, I., BARTRAM, J (1999): Toxic Cyanobacteria in Water: a Guide to Public Health Significance, Monitoring and Management, London: E&FN Spon, 416p.

JANČULA, D., SUCHOMELOVÁ, J., GREGOR, J., SMUTNÁ, M., MARŠÁLEK, B., TÁBORSKÁ, E (2007): Effects of aqueous extracts from five species of the family Papaveraceae on selected aquatic organisms, *Environmental Toxicology* 22, 480-486.

JANČULA, D., MARŠÁLEK, B., SLOVÁČKOVÁ, H (2008): Možnosti ošetření vodního sloupce nádrží chemickými prostředky in Cyanobakterie: invazivní sinice, nové cyanotoxiny a trendy v technologiích, Brno, 78-83.

JANDA, J a PECHAR, L (1988): Trvale udržitelné využívání rybníků v Chráněné krajinné oblasti a biosférické rezervaci Třeboňsko, Praha, 132s.

JAKRLOVÁ, J a PELIKÁN, J (1999): Ekologický slovník terminologický a výkladový, Praha, Fortuna, 144s.

JONES, G.J. a FALCONER, I.R (1994): Factors affecting the production of toxins by cyanobacteria, Final Grant Report to the Land and Water Resources Research and Development Corporation, Canberra, Australia 51-55.

KERŠNER, V., MARŠÁLEK, B., MARVAN, P (1994): Metabolická aktivita vodních květů sinic z Brněnské nádrže, Brno, 1994, 25s.

KIVIRANTA, J., SIVONEN, K., LUUKKAINEN, R., LAHTI, K. a NIEMELÄ, S. I (1991): Production and biodegradation of cyanobacterial toxins; a laboratory study, *Archiv fur Hydrobiologie* 121, 281-294.

KOMÁRKOVÁ, J (1997): Diversita fytoplanktonu a eutrofizace prostředí, In XI. Limnologická konference, Doubí u Třeboně, 1997, 65-68.

KOMÁRKOVÁ, J (2006): Vliv rybí obsádky na složení fytoplanktonu v rybnících a přehradách in Cyanobakterie 2006: biologie, toxikologie a management, Brno 22-24.

KONDO, F., MATSUMOTO, H., YAMADA, S., ISHIKAWA, N., ITO, E., NAGATA, S., UENO, Y., SUZUKI, M. a HARADA, K. I (1996): Detection and identification of metabolites of microcystins formed *in vivo* in mouse and rat livers, *Chemical Research in Toxicology* 9, 1355- 1359.

LEACH, J. E., LEE, K. W., BENSON, R. L., MARTIN, E. L (1980): Ultrastructure of the infection cycle of cyanophage SM-2 in *Synechococcus elongatus* (Cyanophyceae), *Journal of Phycology* 16, 307-310.

LEUSCHNER, C (1984): Auswirkungen der Phosphatelimierungsanlage Beelitzhof auf die qualitative und quantitative Zusammensetzung der Phytoplanktonpopulation im Wannseewasser bei der Überleitung in den Schlachtensee. Report for the Institute of Water, Air and Soil Hygiene, Federal Environmental Agency, Berlin, 62p.

LOOGMAN, J.G (1982): Influence of photoperiodicity on algal growth kinetics, University of Amsterdam, Thesis, 75p.

MARŠÁLEK, B., FELDMANNOVÁ, M (2006): Techniky pro ošetření sedimentů v nádržích In Cyanobakterie: biologie, toxikologie a management, Brno, 139-143.

MARŠÁLEK, B., DRÁBKOVÁ, M., MARŠÁLKOVÁ, E., FELDMANNOVÁ, M., JANČULA, D (2006): Omezení masového rozvoje planktonních sinic: sumarizace metod In

Cyanobakterie: biologie, toxikologie a management, Brno, 114-131.

MARŠÁLEK, B., KERŠNER, V., MARVAN, P (1996): Vodní květy sinic, *Nadatio Flos-aquae*, Brno, 142s.

MATOUŠKOVÁ, M (2004): Podzemní voda In *Živel Země: člověk, příroda, technika, životní prostředí*, Praha, Agentura Koniklec, 2004, 72-75.

McKNIGHT, D.M., CHISHOLM, S.W a HARLEMAN, D.R.F (1983): CuSO₄ treatment of nuisance algal blooms in drinking water reservoirs, *Journal of Environmental Management* 7, 311-320.

MOORE, G.T. and KELLERMAN, K.F (1905): Copper as an algicide and disinfectant in water supplies, *Bulletin of Bureau of Plant Industry USDA* 76, 19-55.

MOUCHET, P., BONÉLYE, V (1998): Solving algae problems: French expertise and worldwide applications, *Journal of Water Supply: Research and Technology- Aqua* 47, 125-141.

MUR, L.R., VAN LIERE, L (1980): Occurrence of *Oscillatoria agardhii* and some related species, a survey, *Developments in Hydrobiology* 2, 67-77.

MUR, L.R (1983): Some aspects of the ecophysiology of cyanobacteria, *Annals of Microbiology* 134, 61-72.

MYNDERSE, J.S., MOORE, R.E., KASHIWAGI, M a NORTON, T.R (1977): Antileukemia activity in the *Oscillatoriaceae*, isolation of debromoaplysiatoxin from Lyngbya. *Science* 196, 538-540.

NAKAI, S., INOUE, Y., HOSOMI, M., MURAKAMI, A (2000): *Myriophyllum spicatum*-released allelopathic polyphenols inhibiting growth of blue-green algae *Microcystis aeruginosa*, *Water Research* 34, 3026-3032.

OLIVER, R.L (1994): Floating and sinking in gas-vacuolate Cyanobacteria, *Journal of Phycology* 30:161-163.

PATOČKA, J (2003): Úvod do obecné toxikologie, Praha, Manus, 44s.

PECHAR, L (2000): Intenzifikace hospodaření a ekologická stabilita rybníků- klíčových vodních biotopů Třeboňské pánve In *Sborník příspěvků ze stejnojmenné konference konané pod záštitou ministra životního prostředí České republiky RNDr. Miloše Kužvarta.*, Třeboň, 112s.

PHILLIPS, A.M., ROBERTS, R.J., STEWART, J.A a CODD, G.A (1985): *Journal of Fish Diseases* 8, 339-344.

PILOTTO, L. S., DOUGLAS, R. M., BURCH, M. D., CAMERON, S., BEERS, M., ROUCH, G. R., ROBINSON, P., KIRK, M., COWIE, C. T., HARDIMAN, S., MOORE, C. a ATTEWELL, R.G (1997): Health effects of recreational exposure to cyanobacteria (blue-green) during recreational water-related activities. *Australian and New Zealand Journal of Public Health* 21, 562-566.

PITTER, P (2009): *Hydrochemie*, Praha, VŠCHT, 579s.

POKORNÝ, J., FLEISHER, S., PECHAR, L., PANSAR, J (1999): Nitrogen distribution in hypertrophic fishponds nad composition of gas produced in sediment, 1999 In VYMAZAL, J.: Nutrient Cycling and Retention in Natural and Constructed Wetlands, Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, 111-120.

POKORNÝ, J., HAUSER, V (2002): The restoration of fish ponds in agricultural landscapes, Ecological Engineering 18, 555-577.

POULÍČKOVÁ, A (2011): Základy ekologie sinic a řas, Univerzita Palackého v Olomouci, 91s.

POULÍČKOVÁ, A., JURČÁK, J (2001): Malý obrazový atlas našich sinic a řas, Univerzita Palackého v Olomouci, 81s.

RAJCHARD, J., KINDLMANN, P a BALOUNOVÁ, Z (2002): Ekologie II., 1. vyd. České Budějovice: KOPP, 119s.

RESSOM, R., SOONG, F.S., FITZGERALD, J., TURCZYNOWICZ, L., ELL SAADI, O., RODEN, D., MAYNARD, T., FALCONER, I (1994): Health effects of toxic cyanobacteria (blue- green algae), National health and medical research council, Australia, 108p.

REYNOLDS, S.C (1988): Functional morphology and the adaptive strategies of freshwater phytoplankton In Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton, Cambridge University Press, Great Britain, 442p.

REYNOLDS, C.S (1987): Cyanobacterial waterblooms. In: P. Callow: Advances in Botanical Research 13, Academic Press, London, 17-143.

ROBERTS, R.J., BULLOCK, A.M., TURNER, M., JONES, K a TETT, P (1983): Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 63, 741-743.

ROBINSON, N. A., PACE, J. G., MATSON, C. F., MIURA, G. A. a LAWRENCE, W. B (1991): Tissue distribution, excretion and hepatic biotransformation of microcystin-LR in mice, Journal of Pharmacology and Experimental Therapeutics 256, 176-182.

RUNNEGAR, M.T.C., FALCONER, I R. a SILVER, J (1981): Deformation of isolated rat hepatocytes by a peptide hepatotoxin from the blue-green alga *Microcystis aeruginosa*. Naunyn-Schmiedebergs Archives of Pharmacology 317, 268-272.

SAWYER, C.N (1962): Causes, effects and control of aquatic growths, Journal of Water Pollution Control Federation 34, 279-288.

SHAPIRO, J (1990): Current beliefs regarding dominance by blue-greens: The case for the importance of CO₂ and pH, Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie 24, 38-54.

SCHRÄDER, K. K., RIMANDO, A. M., DUKE, S. O (2002): Natural compounds for the management of undesirable freshwater phytoplankton blooms, Studies in natural products, Chemistry 26, 351-389.

SIGEE, D. C., GLENN, R., ANDREWS, M. J., BELLINGER, E.G, BULTER, R. D., EPTON, H. A. S., HENDRY, R. D (1999): Biological control of cyanobacteria: principles and possibilities, Hydrobiologia 396, 161-172.

SLOVÁČKOVÁ, H., MARŠÁLEK, B (2008): Biotické vztahy ve vodních ekosystémech a možnosti omezení rozvoje sinic In Cyanobakterie: invazivní sinice, nové cyanotoxiny a trendy v technologiích, Brno 84-93.

SUTTLE, C. A (2000): The ecology of cyanobacteria, Cyanophages and their role in the ecology of cyanobacteria, Kluwer Academic Publishers, 52p.

TOWNSEND, C., R, BEGON, M.R a HARPER, L (2010): Základy ekologie, 1. české vyd.: Univerzita Palackého v Olomouci, 505s.

TSUJI, K., NAITO, S., KONDO, F., ISHIKAWA, N., WATANABE, M.F., SUZUKI, M., HARADA, K-I (1993): Stability of microcystins from cyanobacteria: Effect of light on decomposition and isomerization, Environmental Science and Technology 28, 173-177.

TU, A. T (1992): Food poisoning, New York: Dekker, 624p.

UNEP-IETC (1999): Planning and Management of lakes and Reservoirs: An integrated approach to eutrophication, Technical Publication Series 11, International Environmental Technology Centre, UNEP, Osaka/Shiga.

UTKILEN, H.C., OLIVER, L.R. a WALSBY, A.E (1985): Buoyancy regulation in a red *Oscillatoria* unable to collapse gas vacuoles by turgor pressure, Archiv fur Hydrobiologie 102, 319-329.

VAN LIERE, L., MUR, L.R., GIBSON, C.E a HERDMAN, M (1979): Growth and physiology of *Oscillatoria agardhii* and some related species, a survey, Developments in Hydrobiology 2, 67-77.

WECKESSER, J. a DREWS, G (1979): Lipopolysaccharides of photosynthetic prokaryotes, Annual Review of Microbiology 33, 215-239.

WEISE, G., DREWS, G., JANN, B. a JANN, K (1970): Identification and analysis of lipopolysaccharide in cell walls of the blue-green algae *Anacystis nidulans*, Archives of Microbiology 71, 89-98.

WHITTON, B.A.(1973): Freshwater plankton, In: FOGG, G.E., STEWARD, W.D.P., FAY, P. a WALSBY, A.E.: The Blue-Green Algae., Academic Press, London, 353-367.

WU, J.T., KUO-HUANG, L.L., LEE J (1998): Algicidal effect of *Peridinium bipes* on *Microcystis aeruginosa*. Current Microbiology 37:257-261.

YANG, Z., KONG, F. X., SHI, X. L., CAO, H. S (2006): Morphological response of *Microcystis aeruginosa* to grazing by different sorts of zooplankton, Hydrobiologia 563, 225-230.

ZNACHOR, P (1997): Diversita fytoplanktonu, koncentrace fosforu v řasách a prostorová heterogenita přehradní nádrže Lipno In XI. Limnologická konference, Doubí u Třeboně, 231-234.

ZEVENBOOM, W a MUR, L (1980): N₂ fixing cyanobacteria, why they do not become dominant in dutch hypertrophic lakes. Developments in Hydrobiology 2, 123-131.