

VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ

BRNO UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

FAKULTA CHEMICKÁ
ÚSTAV CHEMIE A TECHNOLOGIE OCHRANY ŽIVOTNÍHO
PROSTŘEDÍ

FACULTY OF CHEMISTRY
INSTITUTE OF CHEMISTRY AND TECHNOLOGY OF ENVIRONMENTAL PROTECTION

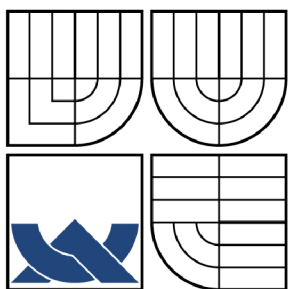
ODSTRAŇOVÁNÍ RŮZNÝCH DRUHŮ FYTOPLANKTONU FLOTACÍ
ROZPUŠTĚNÝM VZDUCHEM

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE
BACHELOR'S THESIS

AUTOR PRÁCE
AUTHOR

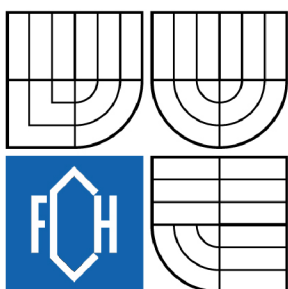
MARTINA SUKOPOVÁ

BRNO 2008



VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ

BRNO UNIVERSITY OF TECHNOLOGY



FAKULTA CHEMICKÁ

ÚSTAV CHEMIE A TECHNOLOGIE OCHRANY
ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

FACULTY OF CHEMISTRY

INSTITUTE OF CHEMISTRY AND TECHNOLOGY OF
ENVIRONMENTAL PROTECTION

ODSTRAŇOVÁNÍ RŮZNÝCH DRUHŮ FYTOPLANKTONU FLOTACÍ ROZPUŠTĚNÝM VZDUCHEM

REMOVAL OF DIFFERENT SPECIES OF PHYTOPLANKTON BY DISSOLVED AIR FLOTATION

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

BACHELOR'S THESIS

AUTOR PRÁCE

AUTHOR

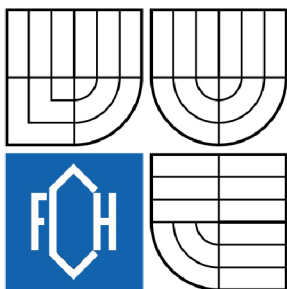
MARTINA SUKOPOVÁ

VEDOUCÍ PRÁCE

SUPERVISOR

doc. Ing. PETR DOLEJŠ, CSc.

BRNO 2008



Vysoké učení technické v Brně
Fakulta chemická
Purkyňova 464/118, 61200 Brno 12

Zadání bakalářské práce

Číslo bakalářské práce	FCH-BAK0232/2007	Akademický rok: 2007/2008
Ústav	Ústav chemie a technologie ochrany životního prostředí	
Student(ka)	Sukopová Martina	
Studijní program	Chemie a chemické technologie (B2801)	
Studijní obor	Chemie a technologie ochrany životního prostředí (2805R002)	
Vedoucí bakalářské práce	doc. Ing. Petr Dolejš, CSc.	
Konzultanti bakalářské práce		

Název bakalářské práce:

Odstraňování různých druhů fytoplanktonu flotací rozpuštěným vzduchem

Zadání bakalářské práce:

Cílem práce bude najít informace o praktickém využití flotace ve světě a z nich získat data o účinnosti flotace při odstraňování různých druhů fytoplanktonu, popřípadě jiných významných druhů znečištění (například zákalu) povrchových vod.

Termín odevzdání bakalářské práce: 30.5.2008

Bakalářská práce se odevzdává ve třech exemplářích na sekretariát ústavu a v elektronické formě vedoucímu bakalářské práce. Toto zadání je přílohou bakalářské práce.

Martina Sukopová
student(ka)

doc. Ing. Petr Dolejš, CSc.
Vedoucí práce

Ředitel ústavu

V Brně, dne 1.12.2007

doc. Ing. Jaromír Havlica, CSc.
Děkan fakulty

ABSTRAKT

V práci byla hodnocena účinnost flotace rozpuštěným vzduchem (DAF) při odstraňování různých druhů fytoplanktonu. Jako naprosto nezbytnou se v procesu úpravy vody ukázala aglomerační fáze, neboli koagulace a flokulace. Ta neutralizuje částice, aby se na ně mohly navázat bubliny vzduchu. Účinnost procesu však závisí na více proměnných: druhu použitého koagulantu, dávce, pH koagulace, délce a intenzitě flokulace, recirkulačním poměru i použití předpolymerovaného koagulantu při koagulaci. Jistý vliv na odstranění fytoplanktonu má i distribuce velikosti odstraňovaných částic a obsah organických látek v surové vodě. Flotace rozpuštěným vzduchem je v současnosti nejvhodnější metodou k odstranění fytoplanktonu, dokáže odstranit 93-98 % sinic, a dokonce 99-99,9 % řas. Z ekonomických důvodů byly srovnány i účinnosti flotace se sedimentací, kterou flotace v procesu úpravy vody nahrazuje.

ABSTRACT

The work evaluates the efficiency of dissolved air flotation (DAF) in removal of various kinds of phytoplankton. As absolutely necessary in the process of water treatment proved the agglomeration phase, or coagulation and flocculation. This phase neutralizes the particles so that they can fasten air bubbles. The efficiency of this process depends on several variables, though: the kind of coagulant used, dose, coagulation pH, duration of flocculation and its intensity, recycle ratio and the předpolymerovaný koagulant use in coagulation. The particle size volume distribution and the volume of organic matter in raw water also have certain influence on phytoplankton removal. Dissolved air flotation is currently the most suitable method of phytoplankton removal. It can remove 93-98 % of blue-green algae and even 99-99.9 % of algae. The efficiency of flotation was also compared to sedimentation for the economic reason. In the process of water treatment, the sedimentation is now being replaced by flotation.

KLÍČOVÁ SLOVA

Flotace rozpuštěným vzduchem, DAF, fytoplankton, úprava vody, separační účinnost, zákal, odstraňování částic, koagulace

KEYWORDS

Dissolved air flotation, DAF, phytoplankton, water treatment, separation efficiency, turbidity, particle removal, coagulation

SUKOPOVÁ, M. *Odstraňování různých druhů fytoplanktonu flotací rozpuštěným vzduchem*. Brno: Vysoké učení technické v Brně, Fakulta chemická, 2008. 47 s. Vedoucí bakalářské práce doc. Ing. Petr Dolejš, CSc.

PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci vypracovala samostatně a že všechny použité literární zdroje jsem správně a úplně citovala. Bakalářská práce je z hlediska obsahu majetkem Fakulty chemické VUT v Brně a může být využita ke komerčním účelům jen se souhlasem vedoucího bakalářské práce a děkana FCH VUT.

PODĚKOVÁNÍ

Za odborné vedení a spolupráci doc. Ing. Petru Dolejšovi, CSc.

OBSAH

ABSTRAKT	3
ABSTRACT	3
KLÍČOVÁ SLOVA.....	3
KEYWORDS	3
OBSAH	5
ÚVOD	7
TEORETICKÁ ČÁST.....	8
1 CHEMICKÁ ÚPRAVA VODY.....	8
1.1 Koagulace.....	9
1.1.1 Tvorba vloček.....	9
1.1.2 Koagulační činidla.....	10
1.2 Sedimentace	10
1.3 Filtrace.....	11
2 FLOTACE.....	12
2.1 Historie	13
2.2 Flotace rozpuštěným vzduchem	13
2.2.1 Princip metody	13
2.2.2 Flotační jednotky.....	17
2.2.3 Oblasti použití	18
2.2.4 Úprava vody Mostiště	19
3 FYTOPLANKTON	20
3.1 Eutrofizace	20
3.2 Vodní květ.....	21
3.3 Boj s vodním květem.....	22
3.4 Sinice.....	22
3.4.1 Hlavní zástupci.....	23
3.4.2 Cyanotoxiny	24
3.5 Zelené řasy	25
3.6 Krásnoočka.....	26
3.7 Rozsivky.....	26
3.8 Zlativky	26
VÝSLEDKY A DISKUZE	27
4 ODSTRAŇOVÁNÍ SINIC FLOTACÍ ROZPUŠTĚNÝM VZDUCHEM.....	27
4.1 Podmínky aglomerace	27
4.1.1 Koagulace.....	28
4.1.2 Flokulace	30
4.2 Flotace	31
4.2.1 Flotace vs. sedimentace.....	31
4.2.2 Velikost částic	32
4.3 Použité sinice.....	32
5 ODSTRAŇOVÁNÍ ŘAS FLOTACÍ ROZPUŠTĚNÝM VZDUCHEM	33
5.1 Podmínky aglomerace	34
5.1.1 Koagulace.....	34
5.1.2 Flokulace	34
5.2 Flotace	35
5.3 Použité řasy	35
6 ODSTRAŇOVÁNÍ ZÁKALU FLOTACÍ ROZPUŠTĚNÝM VZDUCHEM.....	36
6.1 Podmínky aglomerace	36

6.2 Flotace	36
ZÁVĚR.....	38
SEZNAM POUŽITÝCH ZDROJŮ	39
SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK A SYMBOLŮ.....	43
SEZNAM PŘÍLOH.....	44
PŘÍLOHY.....	45

ÚVOD

Čistá a zdravotně nezávadná pitná voda je nezbytným požadavkem každého člověka. Úpravu surové vody na vodu pitnou však v poslední době komplikuje rozvíjející se vodní květ. Takový zelený povlak na hladině tvoří fytoplankton, zejména sinice a řasy. Oboje vylučují toxiny, které jsou člověku nebezpečné, přítomnost fytoplanktonu navíc značně zhoršuje organoleptické vlastnosti vody. Surová voda s vysokým obsahem fytoplanktonu se nehodí pro úpravu na vodu pitnou, protože i při dokonalém odstranění částic se problémem stává nedostatečné odstranění toxinů. Rozvoj fytoplanktonu v českých nádržích je však nezadržitelný, proto je třeba zabývat se možnostmi použití eutrofizované vody k úpravě na vodu pitnou.

Sinice a řasy mají hustotu blízkou hustotě vody, tedy velmi neochotně sedimentují a mají tendenci se vznášet. Správně lze předpokládat, že sedimentace nebude nejvhodnější metodou k jejich odstranění. V procesu úpravy vody může být sedimentace nahrazena flotací rozpuštěným vzduchem. Jedná se o zcela opačný princip, kdy se mikrobubliny vzduchu vypouští u dna do nádrže, váží se na částice a ty jsou unášeny na hladinu. Flotace tak velmi účinně odstraňuje hydrofóbní látky a částice s nízkou hustotou, které téměř nesedimentují, pro odstranění sinic a řas je tedy vhodná.

Na účinnosti flotace rozpuštěným vzduchem má největší podíl tzv. aglomerační fáze, kam patří koagulace a flokulace. Ta má za úkol neutralizaci částic a tvorbu vloček, aby se na ně mohly navázat záporně nabitě vzduchové bubliny. A právě zde se nabízí velké množství možností nastavení. Typ koagulantu, dávka, intenzita míchání a doba flokulace, a samozřejmě parametry samotné flotace – tlak saturátoru, recirkulační poměr a retenční čas. Všechny tyto proměnné mají vliv na výslednou účinnost flotace.

TEORETICKÁ ČÁST

1 CHEMICKÁ ÚPRAVA VODY

Čistá a zdravotně nezávadná pitná voda je cílem každé chemické úpravy vody. Výroba pitné vody je proces, při kterém se musí dosáhnout limitních koncentrací určených prvků či sloučenin, aby nedošlo k poškození odběratele. Přestože k samotnému požívání jsou spotřebována pouze asi 3 % [1] z celkového množství pitné vody, je nezbytné, aby všechna voda splňovala požadavky pitné vody. Pitná voda se může získávat z povrchových nebo podzemních vod. Podzemní vody jsou většinou nejlepším zdrojem pitné vody, protože jsou na rozdíl od povrchových vod prosté znečištění a jsou přirozeně filtrovány. Podzemní vody mohou dosáhnout téměř kvality pitné vody, v takových případech je voda upravována pouze alkalizací a chlorací. Zdroje podzemních vod však nejsou dostatečné pro větší počty obyvatel. Je třeba využít i vody povrchové, které jsou jen zřídka v kvalitě vody podzemní. Na čistotu povrchové vody působí řada faktorů. Je to suchý a mokrá spád, kontaminovaná půda, kyselá dešť, odpady, ale také živočichové a rostliny žijící ve vodách, nebo v jejich okolí. Je tedy zřejmé, že na úpravu povrchové vody bude třeba mnohem složitější proces úpravy vody. Kvalita pitné vody se hodnotí z hlediska bakteriologického a chemického. V pitné vodě se nesmí vyskytovat žádné mikroorganismy, řada chemických látek má zákonem 252/2004 Sb. stanovené limity.

Nejčastějšími znečišťujícími látkami v povrchových vodách jsou:

Huminové látky, jako produkty rozkladu odumřelé organické hmoty, které dávají vodám žluté až žlutohnědé zbarvení.

Organické látky původu přírodního nebo antropogenního. Množství organických látek je stanovováno chemickou spotřebou kyslíku (CHSK). Jedná se o hmotnostní koncentraci kyslíku ekvivalentní hmotnosti silného oxidačního činidla spotřebovaného na oxidaci oxidovatelných látek v 1 l vody.

Nerozpuštěné částice, organické či anorganické, způsobují zákal vody.

Bakterie a viry se v pitné vodě nesmí vyskytovat. Jejich výskyt se udává počtem jedinců v 1 ml. Nejsledovanější organismy jsou *Escherichia Coli* (indikátor fekálního znečištění) a koliformní bakterie (indikátor patogenních bakterií a virů).

Fytoplankton a zooplankton, neboli rostliny a živočichové žijící ve vodě. Největší nebezpečí pro spotřebitele představují řasy a sinice.

Obecně se úprava vody rozděluje na tři separační stupně. V primárním separačním stupni se voda neutralizuje (úprava pH), následuje koagulace a flokulace na vytvoření vloček a separace vzniklých vloček sedimentací, popř. flotací. Do sekundárního separačního stupně se zařazuje aerace, tzv. praní vody vzduchem, a biologické čištění. Třetí stupeň zajišťuje doúpravu vody, a to filtraci, praní filtru, ozonizaci, adsorpci na aktivním nebo granulovaném uhlí a (de)nitrifikaci.

Protože surová voda často obsahuje větší částice jako písek, šterk, listí, vlákna rostlin apod., je nutné je před samotnou úpravou odstranit. K tomuto se používají česle, lapáky písku a síta. Česle zachycují lehčí předměty, které se označují jako shrabky. Česle by měly být umístěny ve sklonu 30-60° ve směru přítoku vody. Shrabky se pravidelně odstraňují a třídí. Lapáky písku zachycují písek a jiné minerální částice o velikosti zrn větší než 0,2 mm [2].

Samotná chemická úprava povrchové vody sestává z předalkalizace, koagulace, sedimentace nebo flotace, filtrace, doupravy pH a chlorace. Nyní se budu podrobně zabývat jednotlivými částmi úpravy vody.

1.1 Koagulace

Koagulace je fyzikálně chemický proces, který slouží k odstranění koloidních a makromolekulárních organických látek z povrchové vody. K odstranění co největšího množství i malých nečistot je třeba látky shlukovat (agregovat), tím zvětšit jejich velikost do vloček, které již mohou být odstraněny sedimentací, flotací nebo jinou separační metodou. Je třeba snížit stabilitu systému, aby částice k sobě mohly být přitahovány van der Waalsovými silami.

Ve vodě existují mechanismy, které brání samovolnému shlukování částic, jako např. elektrická dvojvrstva pro koloidní částice a hydratační prostorově orientovaný obal pro hydrofilní makromolekulární organické látky. Naším úkolem je tyto mechanismy alespoň potlačit, aby mohlo dojít k agregaci. V praxi se používají hlavně dva způsoby, jak potlačit agregátní stabilitu přítomných nečistot: změna hodnoty pH a přídavek koloidu s opačným znaménkem povrchového náboje než je polarita elektrické dvojvrstvy nečistot. Změna hodnoty pH se používá především při koagulaci organických makromolekul, přídavek koloidu při koagulaci koloidů stejně tak jako při koagulaci organických makromolekul.

Koloid s opačným znaménkem povrchového náboje než je náboj nečistot se připravuje dávkováním železité nebo hlinité soli do vody. Proběhne hydrolytická reakce:



Hydrolytické produkty v kyselém prostředí představují opačně nabitý koloid, který koaguluje s přítomnými nečistotami. Tímto vzniknou nepatrné neutrální částice, které mohou agregovat do větších celků. Hydrolyzou koagulačního činidla se navíc snižuje hodnota pH vody, což je výhodné pro koagulaci kyselých reagujících organických látek v povrchových vodách. Aby v roztoku nezůstalo mnoho hydrolyzujícího koagulantu, pracuje se při použití železitých iontů do hodnoty pH 5,3, při použití iontů hlinitých do pH 5,8 [3]. Při úpravě povrchových vod na vodu pitnou se provádí výhradně koagulace v kyselém prostředí, která velmi účinně ostraňuje zákal i organické látky.

Účinnost koagulace je do značné míry závislá na hodnotě pH. Jednak ovlivňuje stabilitu koloidů a dále má vliv na samotný účinek koagulantu. Před samotnou koagulací se používá předalkalizace k dosažení optimálního pH pro následnou koagulaci. Alkalizovat můžeme vápnem nebo sodou. Aby srážení proběhlo dostatečně rychle, je třeba zvýšit pH na 8–8,5 [3].

1.1.1 Tvorba vloček

Vločky z destabilizovaných částic mohou přirozeně vznikat pouze tehdy, dojde-li mezi nimi ke srážce. V tomto bodě se proces řídí třemi mechanismy. První je založen na Brownově pohybu, což je neustálý chaotický pohyb částic, zvaný též „perikinetická fáze“. Druhý, „orthokinetická fáze“, vysvětluje vzájemné srážky větších částic jako závislost na rozdílné rychlosti pohybu různých částí kapaliny. Třetí mechanismus vychází z gravitace, kdy se částice s různou hmotností, a tím různou sedimentační rychlostí, při usazování sráží s jinými částicemi. Ihned po přidání koagulantu se částice začínají shlukovat. Pro získání větších, a tím lépe separovatelných vloček se zařazuje proces flokulace. Jedná se o přísun mechanické

energie ve formě míchání, která zvýší počty srážek částic, a ty se snáze shlukují ve větší agregáty. Často se přidávají chemické látky podporující srážení – flokulanty. Při volbě intenzity míchání musíme brát zřetel na obsah již vzniklých vloček, je tedy zřejmé, že vyhovovat bude postupné snižování intenzity míchání. V praxi se flokulace provádí tak, že jsou propojeny flokulační nádrže, kterými voda postupně protéká. V první nádrži je intenzita míchání nejvyšší a postupně klesá v následujících nádržích. Flokulace se obvykle provádí ve dvou stupních, doba zdržení je v každém pouze 10 minut. Odcházející vločky jsou velikosti 30–50 μm [3].

1.1.2 Koagulační činidla

Účinnost koagulace do značné míry závisí na použitém koagulantu, protože některé nečistoty reagují se železitými koagulanty, jiné upřednostňují hlinité. Tato afinita mezi částicemi a koagulanty je ovlivněna obsahem různých iontů ve vodě, např. vápníku a hořčíku. Důležitým faktorem se zde stává i množství použitého koagulantu, optimální dávka se zjišťuje z acidity vody, případně chemické spotřeby kyslíku. Obecně lze říci, že se v průmyslu volí taková dávka koagulantu, aby výsledná kvalita vody splňovala požadavky na pitnou vodu.

Nejčastěji používaná koagulační činidla [3]:

1. *Prefloc* – roztok síranu železitého, cca 40 %. Výroba oxidací síranu železnatého, jako odpadního produktu při výrobě titanové běloby, na síran železitý chlorečnanem sodným.
2. *Feripres* – roztok síranu železitého, cca 40 %. Oxidace je prováděna vzdušným kyslíkem za vysokých teplot a tlaků.
3. *Síran železitý* – použití pro alkalické čiření
4. *Chlorid železitý*
5. *Síran hlinitý*
6. *Hlinitan sodný*
7. *Částečně neutralizovaný síran hlinitý* – připravuje se neutralizací síranu hlinitého sodou nebo vápnem
8. *Polyaluminium chlorid (PAC)* – 10-17 % Al_2O_3

Účinné je i použití anorganických solí (železitých a hlinitých) spolu s předpolymerovaným koagulantem. Vločky jsou pevnější, větší, a tím i lépe sedimentují. Předpokládá se, že předpolymerovaný koagulant se ve vodě rozvine, aby mohl přijít do kontaktu s co největším počtem částic. Předpolymerovaný koagulant se musí adsorbovat na částice a přes ně se dále spojuje s dalšími částicemi. Jedná se o rychlý proces, je tedy nutné uvážlivě zvolit intenzitu míchání s ohledem na vzniklé dlouhé řetězce.

1.2 Sedimentace

Po vytvoření vloček následuje první separační stupeň, kdy se agregáty odstraní. Patří sem sedimentace, flotace a filtrace. Sedimentace je proces založený na usazování částic s vyšší specifickou hmotností než kapalina v gravitačním poli. Chemicko-inženýrskými výpočty lze navrhnout sedimentační nádrž, která však v praxi nepracuje čistě v laminárním proudu. V nádrži se projevují rozdíly teplot, tvorba vírů, stratifikované proudění, apod., čímž se účinnost sedimentace sníží často až na 60 % vypočtené účinnosti. Výpočty vychází ze zákona povrchového zatížení. V praxi je však třeba navrhovat velikost nádrže na menší povrchové zatížení, právě kvůli nepříznivým vlivům. Hloubka sedimentační nádrže teoreticky není významná, ale jistá omezení v praxi platí. V mělkých nádržích může proud u dna s sebou strhávat již usazené částice, proto se doporučuje hloubka alespoň 2,5 m [1]. Kromě

hydraulických parametrů je u všech usazovacích nádrží důležité časté nebo trvalé odstraňování kalu. V létě již za několik hodin začne organický kal zahnívat. Působením tvořících se bublinek by se začal vznášet a usazovací proces by se tím narušil.

Usazovací nádrže dělíme na primární a sekundární (dosazovací). Primární jsou nádrže s horizontálním průtokem, nevhodné pro zachycování vločkového kalu. Jednak mohou být podélné, s průtokem podél delší hrany nádrže. Voda natéká do nádrží ze žlabu, aby došlo k rovnoměrnému rozložení vtokových proudů. Kal z nádrží se hydraulicky odčerpává. Druhou možností je radiální usazovací nádrž, buď kruhová, nebo čtvercová. Vtok vody bývá uprostřed a při toku ze středu nádrže se postupně zvětšuje průtočný průřez a tím se plynule zmenšuje průtoková rychlost. Kruhové usazovací nádrže mají otočná stíradla, nasazená na mostové konstrukci. Jsou sestaveny z desek umístěných tak, aby byl kal postupně od obvodu posunován do kaliště uprostřed nádrže. Horizontální nádrže se používají jako dešťové usazovací nádrže, septické a štěrbínové.

Sekundární usazovací nádrže, nádrže s vertikálním průtokem, slouží k zachycování vločkovitého kalu. Voda je přiváděna do válce uprostřed kruhové nebo čtvercové nádrže, odtud je vedena dolů, kde k usazování dochází při průtoku ode dna vzhůru k hladině. To vyhovuje usazování vločkového kalu, který se tímto může postupně nabalovat. Běžným jevem je vločkový (kalový) mrak, který se vytváří právě nabalením vločkového kalu.

Další možností jsou lamelové usazovákы. Jedná se o nádrž, v níž je umístěna lamelová vestavba, soustava rovnoběžných profilů, které jsou nastaveny pod určitým úhlem. Mezi lamelami vzniká velké množství mělkých usazovacích nádrží a proces sedimentace je tak intenzivnější. Používají se při čištění průmyslových odpadních vod, technologických vod, komunálních vod i k úpravě pitné vody.

1.3 Filtrace

Písková filtrace je posledním separačním stupněm při úpravě vody. Je to nejstarší a nejpoužívanější fyzikálně chemický proces v technologii úpravy vody. Principem filtrace je průtok vody zrnitým materiálem a odstranění suspendovaných látek. Někdy bývá odlišována písková filtrace, zvaná též rychlofiltrace, od tzv. pomalé filtrace, která je založena na biologické separaci. Samotný filtrační cyklus má dvě fáze, první fáze filtrační, při níž se v zrnité vrstvě zachycují pevné částice z vody, druhá fáze prací, při které se zachycené látky v náplni uvolňují a odstraňují. Jako náplň filtru se používá písek o velikost zrn asi 0,7-1,5 mm [1].

Filtrační fáze má typický časový průběh. Vrchní vrstva filtrační náplně zachycuje částice, dokud není zaplněna, potom její účinnost klesá a částice se začínají zachycovat ve spodnějších vrstvách. Aby nedocházelo ke zbytečnému ucpávání materiálu náplně, byly vyvinuty vícevrstvé filtry. Jejich výhodou je, že suspenze protéká nejprve vrstvou s největšími zrny, kde se zachytí největší částice a ty zbytečně neucpávají jemný materiál, na kterém se zachytí menší částice. Rostoucí množství zachycených vloček přirozeně zpomaluje protékající vodu, ta s sebou zároveň strhává již zachycené vločky a kvalita filtrátu se postupně snižuje. Tento problém se v praxi řeší tak, že se rychlost průtoku vody postupně snižuje v závislosti na zanášení filtru [4]. Po zanesení filtru a ukončení filtrace je nutné filtr vyčistit, k čemuž dochází v prací fázi. Filtrační lože se uvede do pohybu vzduchem, po chvíli vduchem a vodou, proudícími zespodu nahoru. Vzduch zrna nadnese a vytvoří tak mezi nimi prostory. Poté voda se vzduchem částice od zrn uvolní a proudem je odnese do odtoku. Rychlost průtoku prací vody, která má zajistit dokonalé vyčištění, je okolo 60-70 m/h [1]. Spuštění

vypraného filtru, tzv. zafiltrování (v anglické literatuře “ripening”), je začátek filtračního cyklu.

Kromě klasického uspořádání filtru existují také obráceně protékané filtry. Při filtraci je použit jen jeden materiál, kde ve spodní části filtru jsou zrna největší a směrem nahoru velikost klesá. Voda je přiváděna do spodní části filtru a prochází vzhůru. V mnoha případech tak lze dosáhnout vyšší separační účinnosti filtrace. Tento typ filtrů je základem pro kontinuálně pracující filtr. Horní část pracuje jako obráceně protékaný filtr, odkud voda odchází přepadem. V nejspodnější části filtru je nasávána náplň a při přesunu směrem nahoru se písek pere. Prací voda odchází do odpadu a vypraný písek se vrací na povrch filtrační náplně. Voda proudící ze spodní části tedy nakonec prochází nejčistším pískem.

Při kontrole filtrů se uplatňují i hydrobiologické metody, které mikroskopicky hodnotí separační účinnost filtru, zanášení náplně, kal a nárosty, které se tvoří na stěnách filtru. Těmi mohou být zelené řasy, sinice, bakteriální biofilmy, či mykotické povlaky. Rozsivky mají negativní vliv na organoleptické vlastnosti vody a zelené řasy mohou filtry ucpat [4].

Pískovou filtrací by měly být odstraněny poslední vločky a zbývá pouze douprava pH a chlorace vody. Jedná se o úpravu pH vody na hodnotu s dobrými chuťovými vlastnostmi, dalším požadavkem je ochrana vodovodní sítě před korozí a zabránění vstupu živých organismů do upravené vody.

2 FLOTACE

Sedimentace jako separační proces úpravy vody je časově i prostorově velmi náročná, tvoří nejdelší část technologického procesu úpravy vody a míra účinnosti nebývá dostatečná. Proto byla zrealizována myšlenka opačná – vynášet kal na hladinu a odtud ho shrabovat. Tento proces se nazývá flotace a přes několik variant podstata zůstává stejná. Mikrobublinky vzduchu se zachytávají na vytvořené vločky, tím vzniknou flotační komplexy, které mají specifickou hmotnost nižší než kapalina a vločky jsou tak vynášeny na povrch. Vločky vzniklé při flokulaci jsou pro flotaci velmi výhodné pro svou nízkou specifickou hmotnost a velký povrch. Flotace rozděluje suspenzi na látky hydrofilní a hydrofóbní. Zatímco látky hydrofilní sedimentují v nádrži, na látky hydrofóbní se naváží bublinky vzduchu a odnáší je k hladině. Sedimenty i vyflotovaná pěna s nízkým obsahem vody jsou pravidelně odebírány.

Flotace různých pevných látek je závislá na afinitě jejich povrchů. Částice, které na svém povrchu mají ionty, nemají tendenci k flotaci a budou snáze sedimentovat, na rozdíl od částic neutrálních, které mají přirozený sklon k flotaci. Srovnání se sedimentací zjistíme ze Stokesovy rovnice, popisující rychlost usazování částic:

$$u_p = \frac{g \cdot (\rho_p - \rho)}{18} \cdot \frac{d_p^2}{\mu} \dots \text{sedimentační rychlost částic.} \quad (1)$$

Při změně znaménka dostaneme rychlost vynášení částic při flotaci.

g ... tíhové zrychlení

ρ_p ... hustota částic

ρ ... hustota kapaliny

d_p ... velikost částic

μ ... dynamická viskozita kapaliny

Z uvedených veličin je zřejmé, že technologicky ovlivnit lze pouze velikost částic a rozdíl hustot částic a kapaliny. Protože hustota vloček vzniklých při koagulaci je velmi blízká hustotě vody, vločky budou špatně sedimentovat, což je naopak výhodné pro flotaci. Co se týče velikosti částic, ta se dá měnit nastavením flokulace. Podle rychlosti a intenzity míchání lze vytvořit menší či větší vločky.

Flotace se rozděluje podle vzniku bublinek plynu, v literatuře se vyskytuje vícero členění, uvedu tedy pouze nejčastější formy.

Vakuová flotace, podtlaková, při které je vzduch rozpuštěn při atmosférickém tlaku a poté dochází ke snížení tlaku tak, že se vytvoří bublinky.

Flotace nasávaným vzduchem (IAF), při které jsou jemné bublinky nasávány do vody, nasávacím přístrojem, kterým je například difuzér nebo clonka.

Flotace rozpuštěným vzduchem (DAF), kdy se stlačený vzduch při zvýšeném tlaku rozpouští v části celkového objemu vody a následně se uvolňuje a vytváří malé bublinky.

Chemická flotace, při které se přídavek chemikálií ve vodě rozkládá za vývinu plynu (peroxid vodíku).

Elektroflotace, neboli elektrolýza vody, za vzniku vodíku a kyslíku, která však nedoznala výrazného rozšíření.

2.1 Historie

Hendricks [5] uvádí, že původně byla flotace vyvinuta okolo roku 1875 k separaci rud v těžebním průmyslu. Během dvacátého století se začala používat k čištění průmyslových odpadních vod papíren, mlýnů a rafinerií. Od osmdesátých let se aplikace rozšířila na zahušťování kalu, odstraňování organismů, nejčastěji řas, a úpravu pitné vody namísto sedimentace. Hendricks popsal vývoj flotace počínaje rokem 1877, kdy bratři Besselové vyvinuli plyn (z vroucího oleje ve vodě) jako nosné médium, a ten měl nadlehčit částičky grafitu ve vodě. Úloha plynu však byla pochopena až později, v roce 1886. V Británii bylo už roku 1914 ke generaci bublin vzduchu použito vakuum. Americký patent z roku 1905 použil v těžebním průmyslu tlakovanou aeraci s následným uvolněním tlaku, aneb flotaci rozpuštěným vzduchem (DAF).

2.2 Flotace rozpuštěným vzduchem

Flotace rozpuštěným vzduchem (dissolved air flotation, DAF) je nejpoužívanější metodou flotace vůbec. Tato metoda má svůj počátek ve Skandinávii, odkud se postupně rozšířila do Velké Británie, Jižní Afriky, Austrálie, Asie i Ameriky. Dnes je s úspěchem používána všude v Evropě, včetně České republiky. Flotace rozpuštěným vzduchem se původně používala v těžebním průmyslu při separaci partikulí minerálních rud, později k čištění odpadních vod z různých průmyslových odvětví. K úpravě vody byla poprvé použita v roce 1960 v Jižní Africe a Skandinávii [4]. Flotace rozpuštěným vzduchem, také tlaková flotace, se při úpravě vody zařazuje jako první separační stupeň. Nahrazuje časově i prostorově náročnější sedimentaci.

2.2.1 Princip metody

Příprava suspenze flokulací je obdobná jako při klasickém uspořádání úpravy vody. Principem je vznik flotačních komplexů, kdy se mikrobublinky vzduchu naváží na vločky vzniklé flokulací. Vzniklý útvar má nižší specifickou hmotnost než voda a stoupá k povrchu. Mikrobublinky o velikosti 10-100 μm se tvoří dekompresí vody, která je v saturátoru téměř

nasyčena rozpuštěným vzduchem pod tlakem 400-600 kPa. Po nasycení vzduchem voda pokračuje do speciálně upravených trysek, umístěných většinou blízko dna nádrže. Při dekompresi na tlak ve flotační jednotce dojde k rychlému vyloučení mikrobublinek vzduchu. Množství bublinek způsobí tzv. mléčný zákal, proto se této vodě říká “bílá voda” (white water). Bublinky se zachytávají na vločkách a vytvořené agregáty jsou unášeny k hladině, kde jsou shrabovány. Vyčištěná voda se odvádí z flotační nádrže a asi 6 až 15 % se vrací zpět do saturátoru, čili na začátek procesu. V saturátoru je “recykl” opět nasyčen vzduchem a proces se dále opakuje. Doba zdržení v jednotkách DAF je řádově 10-20 minut [6].

Návrhové parametry flotačních jednotek vychází také z teorie povrchového zatížení. Hodnoty povrchového zatížení sedimentace se pohybují v rozmezí 0,8-1,7 m/h, kdežto povrchové zatížení u flotace dosahuje až 5-15 m/h [6]. K dosažení stejné účinnosti flotací jak sedimentací by plocha flotačního zařízení pokrývala pouze asi 20 % plochy, kterou by pro danou účinnost potřebovala sedimentace. Další výhodou oproti sedimentaci je spolehlivé odstranění částic menších než 30 μm , které prakticky nesedimentují. Částice se specifickou hmotností blízkou hodnotám vody, jako většina organismů, sedimentují neochotně, ale jsou velmi účinně odstraňovány právě flotací. Nesporné výhody flotace spočívají i nízkých pořizovacích a instalačních cenách, ve srovnání s jinou, stejně výkonnou jednotkou. Flotační jednotky jsou obvykle dodávány kompletně vybavené a zabírají velmi malou plochu. Dalším kladem je vysoká sušina kalu, proto se flotace může používat i pouze na zahušťování kalu. Flotace rozpuštěným vzduchem se používá v mnoha odvětvích, odstraňuje širokou škálu anorganických i organických látek, velmi účinná je při odstraňování tuku a ropných látek, často se používá na čištění odpadních vod, odstraňování sinic a řas a v neposlední řadě na úpravu vody.

2.2.1.1 Rozpuštění vzduchu

Vylučování vzduchových bublinek o velikosti 40-50 μm může být provedeno elektrolýzou vody, vypařováním z vroucí vody, použitím vakua, přičemž voda předtím byla vystavena atmosférickému tlaku, nebo redukcí tlaku vody, která byla vystavena vysokému tlaku. Další možností je pohánění vzduchu přes porézní materiál, v tomto případě je velikost bublin větší než 100 μm , tudíž v praxi nepoužitelná. V průmyslu je požadována velikost bublin v rozmezí 10-100 μm , s průměrnou hodnotou 40 μm [5].

K flotaci rozpuštěným vzduchem potřebujeme rozpustit vzduch ve vodě, k tomu slouží proces absorpce. K úspěšné absorpci je třeba zvětšit mezifázové rozhraní, a to buď vody, nebo vzduchu. V případě zvětšování povrchu vzduchu máme několik možností: použít difuzér jako trubku s otvory, nebo difuzér k vytvoření jemných bublin. Difuzér je umístěn na dně kolony a voda proudí shora, tak aby došlo k co nejefektivnějšímu promíchání a následné absorpci. Jinou možností je centrifuga. Vzduch se vhání do sacího otvoru a vrací se zpět do flotační nádrže. V provozu může být přebytečný vzduch uložen v horní části saturátoru (viz Obr. 3). Zvětšení mezifázového rozhraní vody se provádí v náplňové absorpční koloně. Jedná se o kolonu naplněnou plastovými, gumovými nebo kovovými předměty známých rozměrů, specifických povrchů a mezerovitosti. Nejčastější náplně jsou Raschigův kroužek, Pallův kroužek, Berlovo sedlo, sedlo “Intalox”, Lessingův kroužek, ap. Voda teče shora skrz náplň a při každé srážce se rozdvojí a vytvoří tak nový povrch. Vzduch je do kolony čerpán z atmosféry. Náplňové kolony jsou nejčastějším způsobem vytváření mezifázových rozhraní.

2.2.1.2 Kontaktní zóna

V kontaktní zóně probíhají dva děje. Jako první se musí bubliny vzduchu potkat s vločkami, a poté se na sebe navázat. Čím vyšší koncentrace bublin, tím větší pravděpodobnost srážky. Je však třeba brát v úvahu, že ne všechny bubliny, které se s vločkou potkají, se na ni naváží, obzvláště když jsou na vločce již přichycené bubliny. Bubliny se kvůli svému zápornému náboji odpuzují, pokud se tedy sloučí ve větší bubliny, musí překonat odpudivou sílu. Bubliny však brání svůj prostor před vytvořením jednotné pokrývky bublin.

Míra účinnosti flotace, resp. míra úbytku odstranitelných látek, je závislá na proměnných: velikost bublin, teplota a hustota bublin i částic, apod. Rovnice upravena podle [5].

$$\frac{dN_p}{dt} = -\alpha_{pb} \cdot \eta_T \cdot A_b \cdot v_b \cdot N_b \cdot N_p \dots \text{míra adheze mezi částicí a bublinou, kde} \quad (2)$$

N_p ... koncentrace částic (částic/m³)

tčas (s)

α_{pb} ... účinnost adheze (%)

η_Tpřenosová funkce, obecně nazývaná celková účinnost jednotkového kolektoru (%)

A_bplocha bublin (m²)

v_bvzestupná rychlost (m/s)

N_bobjemová koncentrace bublin v kontaktní zóně (částic/m³)

η_T jako přenosová funkce v sobě zahrnuje všechny druhy přenosu bublin k částicím: difuzi, náhodný pohyb, sedimentaci i setrvačné síly.

2.2.1.3 Vazba vzduch – pevná látka

K vytvoření komplexů je třeba, aby se bubliny dostaly k vločkám dostatečně blízko. Takový mechanismus může být založen na pohybech jako turbulence, difuze, sedimentace, ap. Vazba mezi částicí a vzduchem je umožněna adhezními (přilnavými) silami. Koagulace je určena k úpravě částic na neutrální, stanou se hydrofóbními a bubliny vzduchu se tak mohou navázat. Vazba je ovlivněna také vzájemným poměrem velikostí obou látek. Udává se, že vhodná velikost vloček je větší než bublin, tj. větší než 100 μm [5].

Základem k navázání bubliny na vločky je rovnováha povrchového napětí podle vztahu:

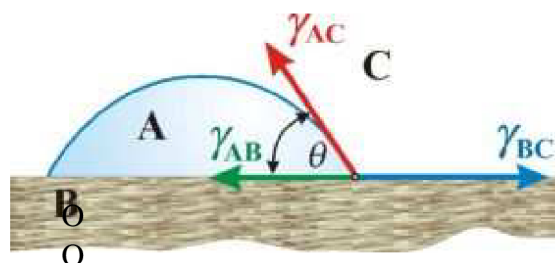
$$\gamma_{BC} = \gamma_{AB} + \gamma_{AC} \cdot \cos \theta, \text{ kde} \quad (3)$$

γ_{BC} ... povrchové napětí vzduch-pevná látka

γ_{AB} ... povrchové napětí kapalina-pevná látka

γ_{AC} ... povrchové napětí vzduch-kapalina

θ ... styčný úhel



br. 1: Povrchová napětí

Pokud je styčný úhel roven nule, jedná se o hydrofilní povrch a vzduchové bubliny nebudou schopny se na částici navázat. Kdyby byl styčný úhel roven 180°, povrch částice by byl hydrofóbní a bubliny vzduchu by jej pokryly přednostně. Jednoduše řečeno, čím větší styčný úhel, tím větší přilnavost vzduchu k pevné látce. Styčný úhel musí být dostatečně velký, aby adhezní síla vody a částice byly menší než kohezní síla vody.

Bublinky jsou zachycovány jedním z následujících mechanismů [7]:

Adsorpční mechanismus, kdy vzduch v přebytku z atmosferického nasycení odchází z roztoku navázáním na povrch částic. Nejedná se o dominantní mechanismus.

Mechanismus zachycování je pravděpodobně nejvýznamnější při flotaci rozpuštěným vzduchem. Při tomto mechanismu se vazba vzduch-pevná látka vytváří srážkami mezi částicemi při náhodném pohybu. Bublinky vzduchu a velikost částic musí být udržovány do určité hranice, aby byla zaručena srážka pod vhodným úhlem. Velikost částic se určuje množstvím dodávané energie při flokulaci.

Absorpční mechanismus poskytuje “trvalou” vazbu vzduch-částice a může být převládajícím mechanismem, pokud poslední část chemické flokulace probíhá až po uvolnění plynu. K tomuto dochází, když je vzduch vázán ve flokulační mase.

2.2.1.4 Separáční zóna

Po zachycení bublinek vzduchu na částice tyto komplexy stoupají do separáční zóny flotační nádrže. Jakmile se bublinky naváží na vločky, okamžitě se zvětšuje jejich vzplývavost, resp. vznosná síla. V jistém bodě, kdy další bublinky pokračují v připojování, vznosná síla se vyrovná a nakonec převyší tíhu samotného komplexu a ten začne stoupat vzhůru. Míra stoupání komplexů závisí na vznosné síle komplexu, vztaženého na jeho objem. Tím, že jsou komplexy tvořeny hydrofóbní látkou a vzduchem se dosahuje výhodné vysoké sušiny kalu. Kal vzniklý flotací se též nazývá flotační pěna.

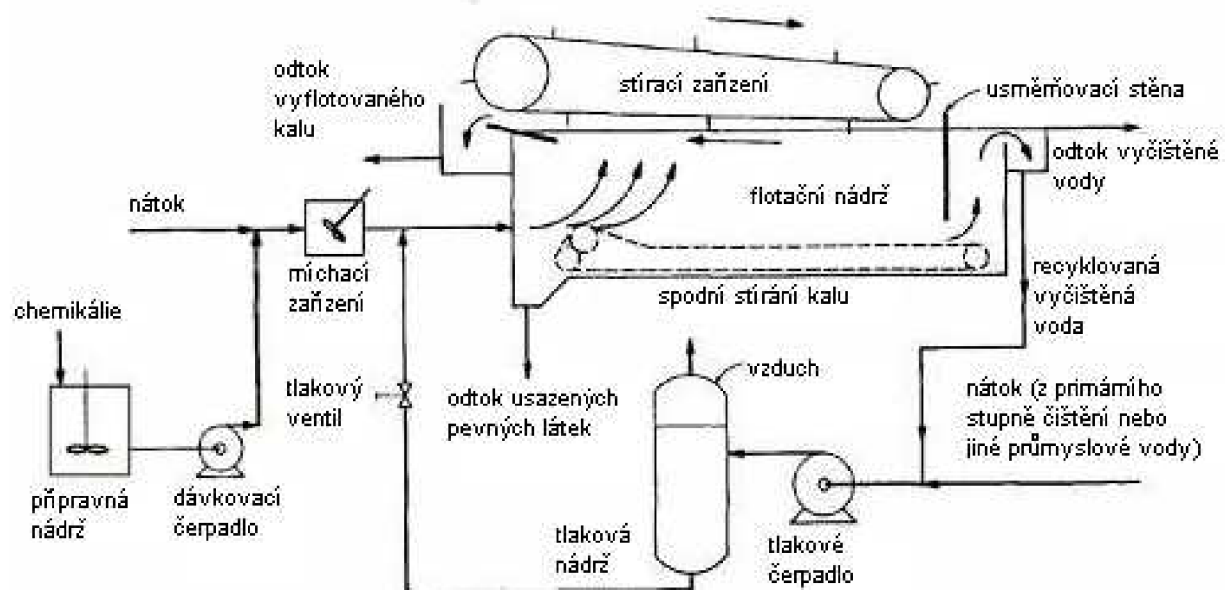


Obr. 2: Kruhová flotační nádrž

2.2.2 Flotační jednotky

Flotační jednotky jsou technologické celky určené pro efektivní čištění odpadních a technologických vod. Každý typ provozu je zcela specifický, je tedy nutné, aby pro každý typ vody byla navržena originální technologická sestava. Základní části flotační stanice jsou flotační nádrž, směšovač pro tlakové sycení vody vzduchem (saturátor), čerpadlo a kompresor.

Základním kamenem je flotační nádrž, ve které probíhá flotace, stírá se kal a odvádí se sedimenty. Flotační nádrže jsou otevřené nádrže kruhového nebo obdélníkového půdorysu. U kruhových nádrží bývá průměr od 1,2 m do 14 m, konkrétní parametry se stanovují po provozních zkouškách daného zařízení. Ve spodní vrstvě nádrže, kam vtéká nasycená voda, se nachází oblast reakční zóny, kde se bublinky vzduchu váží na vločky, v horní části nádrže probíhá samotná separace částic k povrchu, tedy separační zóna. Vyčištěná voda vychází z nádrže na opačné straně než je přítok sycené vody, dostatečně hluboko pod povrchem flotační pěny, aby nedošlo ke znečištění. Recyklovaná voda je čerpána čerpadlem o velkém výkonu, neboť v saturátoru musí vytvořit tlak 4-5 atmosfér. V saturátoru probíhá rozpouštění vzduchu v recyklované vodě. Saturátor může obsahovat náplňovou absorpční kolonu, pro vytvoření mezifázového rozhraní. Další součástí je centrální válcová vestavba, která přivádí a odvádí recykl, surovou a upravenou vodu. Pohon umístěný vně nádrže zaručuje stálou rotaci vestavby. Stírací lišty, uchycené na centrální vestavbě, kontinuálně odvádí flotovaný kal do odtoku (viz Obr. 3) Nezbytnou součástí reaktoru je též čerpadlo.



Obr. 3: Schéma flotační jednotky s rozpuštěným vzduchem

Flotační nádrže jsou kvůli obsahu chemikálií a vysoké koncentraci kyslíku náchylné na korozi, vyrábí se proto výhradně z nerezové oceli. Typické parametry pro flotaci rozpuštěným vzduchem shrnul Dolejš [8]:

Tabulka 1: Typické návrhové parametry DAF

návrhový parametr	rozměr parametru	hodnota
povrchové zatížení	m/h	10-20
doba zdržení v kontaktní zóně	s	60-240
doba zdržení v separační zóně	min.	5-15
hloubka	m	1,5-3,2
pracovní tlak v saturátoru	kPa	400-600
recirkulační poměr	%	6-15
velikost mikrobublin	μm	10-100
koncentrace mikrobublin	bublin/ml	1,0-2,0·10 ⁵
účinnost saturátoru s náplní	%	90
sušina kalu	%	0,5-6,0

Co se týče parametrů flotačních jednotek, Hendricks [5] nabízí objektivní srovnání flokulačních parametrů, separační zóny a saturátorů z úpraven vody v Jižní Africe, Finsku, Holandsku, Velké Británii a Skandinávii. Např. recirkulační poměr v Jižní Africe a Velké Británii byl zaznamenán 6-10 %, v Holandsku 6-15 %, ale ve Finsku 5,6-42 %.

2.2.3 Oblasti použití

V České republice je flotace rozpuštěným vzduchem používána především k čištění odpadních vod. Vysoká účinnost a široké spektrum působnosti zaručuje zařazení flotační jednotky v mnoha průmyslových čistírnách odpadních vod.

Průmyslové odpadní vody, a to z průmyslu potravinářského, papírenského, textilního i chemického. V potravinářském průmyslu se flotace s výhodou používá na jatkách, v masnách a mlékárnách, protože velmi dobře odstraňuje tuky, které se v těchto odpadních vodách vyskytují. Společnost ASIO spol. s r.o. instalovala flotační jednotky do masné výroby, drůbežárny, jatek a mlékárny. Firma INKOS s.r.o. dodala flotační jednotky masokombinátu, mlékárně a papírnám.

Hendricks [5] uvádí konkrétní látky odstraňované v průmyslových odpadních vodách. Jsou to koloidní kovy, sulfid vápenatý, hydroxidy kovů, uhlí, oleje, pevné látky a mastné kyseliny z masných odpadních vod. Celulóza a papír z papírenského průmyslu a obnova tuků a olejů při výrobě mýdel.

Technologické vody – metalurgie, petrochemie, výroba celulózy a papíru. V papírenských provozech tvoří velké ztráty tzv. podsítová voda z papírenských strojů. Tato voda se odvádí do sedimentačních nádrží, v tomto případě je ale účinnost sedimentace velmi nízká, začíná se tedy nahrazovat ekonomickou flotací. Původně byla flotace používána v těžebním průmyslu a dodnes zde hraje důležitou roli. Využívá se zejména k regeneraci jemných částic (<13 μm) a odstranění nečistot z odpadních vod. Vstup malých bublinek do flotační nádrže vede obecně ke zlepšení separačních vlastností, zejména pro částice o velikosti menší než 5 μm [9]. Významným článkem technologických vod jsou vody chladicí. Chladicí voda cirkuluje a postupně se znečišťuje mastnotami, jako jsou tuky, mazací oleje či prach. Po určité době je tedy nezbytné znečištěnou vodu vyměnit, což je ovšem značně neekonomické. Výhodným řešením se zde jeví zařazení flotační jednotky do chladicího oběhu, čímž dochází k postupnému odstraňování nečistot z chladicí vody.

Pitné vody. Flotace jako první separační stupeň při úpravě vody nahrazuje sedimentaci a je zařazena před pískovou filtrací. Flotace zvyšuje účinnost procesu a snižuje prostorové nároky

úpravny. Flotace se k úpravě pitné vody používá hojně ve Skandinávii a Velké Británii; v České republice je v současné době pouze jediná úpravna vody s flotační jednotkou. V rámci technologie úpravy pitné vody flotací existuje ve světě řada studií na odstranění parazitických prvoků *Cryptosporidium* a *Giardia*, sinic, především *Microcystis aeruginosa* a *Anabaena flos-aquae*, bakterií, i olejů a tuků.

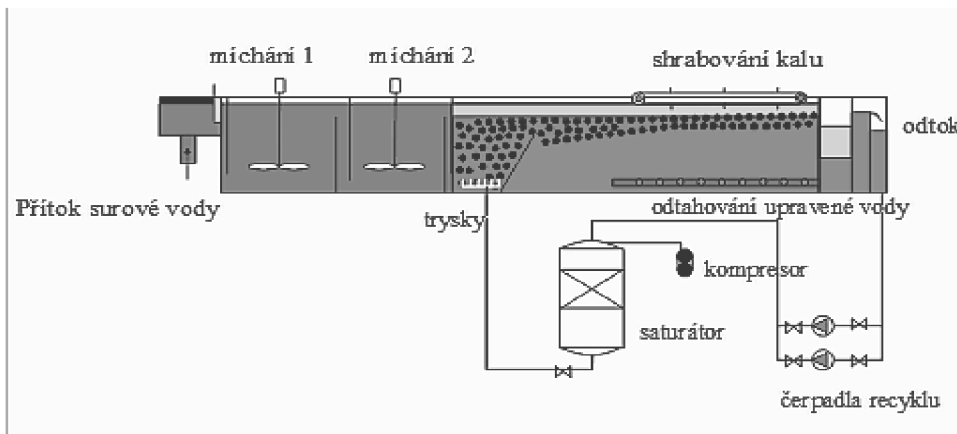
Komunální odpadní vody. V čistírnách odpadních vod se sedimentace nahrazuje flotací, pokud kal špatně sedimentuje a má přirozený sklon k flotaci, nebo má čistírna k dispozici malé prostory.

Zahušťování kalů flotací rozpuštěným vzduchem je prostorově i časově výhodnější, oproti obvyklým procesům. Zahušťování kalu se týká i kalu aktivovaného z čistíren odpadních vod. Při klasickém procesu je koncentrace pevných látek v kalu asi 1 %, flotace zahustí kal na 4-5 % obsahu pevných látek [5]. Jako příklad využití flotace na zahuštění kalu slouží ČOV Brno-Modřice. Zde je k dispozici kruhová nádrž o průměru 21 m se sklolaminátovým stropem.

2.2.4 Úpravna vody Mostiště

První flotační jednotka pro úpravu pitné vody v České republice byla zprovozněna 28. 11. 2005 v Mostišti, kraj Vysočina. Úpravna vody Mostiště zásobuje pitnou vodou cca 75 000 obyvatel v okresech Žďár nad Sázavou a Třebíč. Na začátku roku 2005 bylo zjištěno, že na vodním díle Mostiště prosakuje voda z nádrže, kvůli porušení jílového těsnění. Z bezpečnostních důvodů byla snížena hladina vody, což značně ovlivnilo její kvalitu a ztížilo úpravu vody. Kvalita surové vody neodpovídala normám, proto bylo nutné na úpravě vody urychlit realizaci nových technologií. Kromě úpravy dávkování chemikálií do surové vody byl především změněn nevyhovující první separační stupeň – čířiče s lamelovou vestavbou. Do úpravy byly nainstalovány dvě flotační jednotky, každá s nominálním výkonem 48 l/s. Firma Envi-pur s.r.o. vyrobila flotační jednotky podle licence americké společnosti F. B. Leopold Company, Inc.

Burianová se ve své studii [10] zabývá účinností flotace rozpuštěným vzduchem s přihlédnutím na konkrétní parametry úpravy vody Mostiště. Autorka spektrometricky stanovovala hmotnostní koncentraci Fe^{3+} při různých změnách provozních parametrů flotace. Podle účinnosti odstranění Fe^{3+} byl z naměřených dat zpracován závěr: kvalita upravené vody je závislá na rychlosti míchání, délce intervalu shrabování a frekvence shrabování, největší vliv má změna intenzity shrabování. “Jako nejvhodnější se ukázalo nastavení, kdy první míchadlo se otáčí rychlostí 7,08 ot./min. a druhé míchadlo 2,67 ot. /min. Při změně intervalu shrabování se ukázalo nejlepší nastavení 10 min. stání a 1 min. shrabování.” (Burianová, 13)



Obr. 4: Schéma úpravy vody flotací na ÚV Mostiště

3 FYTOPLANKTON

Z hydrobiologického hlediska se organismy žijící ve vodě rozdělují na plankton a bentos. Planktonní druhy žijí ve volné vodě, kde se vznášejí nebo plují na hladině, bentické žijí na dně, přisedlé nebo u podloží. Plankton se dále dělí na rostlinný, fytoplankton, a živočišný, zooplankton. Fytoplankton je souhrnný název pro mikroskopické fotosyntetické organismy žijící ve stojatých i tekoucích vodách. Význam fytoplanktonu lze nejlépe vystihnout na oceánech. Fytoplankton je základem potravního řetězce a jeho nedostatek v oceánech (oceánské pouště) by v tak velkém měřítku znamenal katastrofu. K fotosyntéze spotřebuje obrovské množství CO_2 , většina se vrátí zpět do atmosféry, ale není zanedbatelné, že za posledních dvě stě let oceán spotřeboval 48 % CO_2 vzniklého lidskou činností [11]. Fytoplankton je závislý na slunečním záření, teplotě vody a dostatečném přísunu živin. Proto se vyskytuje v horních vrstvách nádrží (epilimniu) v letních měsících a zásadně v úživných (trofických) nádržích.

V potravní pyramidě nalezneme tři druhy organismů. Producenty, konzumenty a destruenty. Fytoplankton jako nižší rostliny patří do skupiny producentů, zelených „rostlin“, které fotosynteticky produkují organickou hmotu. Systémové zařazení fytoplanktonu je do podříše nižších rostlin, *Mikrophyta*, kam patří oddělení: ruduchy (*Rhodophyceae*), zelené řasy (*Chlorophyceae*), hnědé řasy (*Chromophyceae*), krásnoočka (*Euglenophyceae*), skrytěnky (*Cryptophyceae*), obrněnky (*Dinophyceae*) a 20. skupina bakterií – sinice (*Cyanophyceae*, *Cyanobacteria*).

3.1 Eutrofizace

Eutrofizace je proces obohacování stojatých i tekoucích povrchových vod živnými látkami. Dochází k nárůstu populací organismů a ke zvýšení biologické produkce. Z chemického hlediska eutrofizaci způsobuje zvýšení koncentrace dusíku a fosforu. Skutečnost je ale mnohem komplikovanější, neboť na eutrofizaci mají značný vliv biologické pochody. Povrchová voda se zvýšenou koncentrací dusíku a fosforu může být nezávadná, ovšem pouze do té doby, než se v ní vyskytnou sinice a řasy. Proces eutrofizace tedy lze popsat jako zvyšování úživnosti (trofie) nádrže.

Trofie nádrže se může zvyšovat postupným zráním nádrže, z oligotrofní na eutrofní, v takovém případě se jedná o **eutrofizaci přirozenou**. Eutrofizace je nevratná a její intenzita

dále roste. Antropogenním působením je ovlivněna **eutrofizace indukovaná**. Je způsobena přísunem biogenních prvků především odpadními vodami, či splašky z polí. Odpadní vody obsahují velké množství dusíku a fosforu, stejně tak i hnojiva z půdy. Nejvyšší množství dusíku pochází z odpadních vod potravinářského průmyslu, zemědělství a vody z koksáren. Splachem z polí se z hnojiv dostává do vody další dusík a fosfor, který je také obsažen v pracích prostředcích. Je tedy evidentní, že vyústění odpadní vody do nádrže má eutrofizující charakter. **Eutrofizace razantní** nastává v okamžiku, kdy se v horní vrstvě nádrže, epilimniu, vysokou primární produkcí spotřebovává kyslík ze spodní části nádrže, hypolimnia. Tak se u dna indikují anaerobní podmínky a sedimenty mohou obsahovat siřníky železa a metan.

Prvními známkami eutrofizace jsou bezesporu zvýšené počty planktonních sinic, řas a vyšších rostlin. Zvýšená primární produkce má za následek snížení obsahu kyslíku a celkově zhoršený koloběh kyslíku, zvyšující se zákal a samozřejmě zhoršující se organoleptické vlastnosti vody. U dna se nedostatkem kyslíku vytváří jedovaté plyny, jako sulfan a metan. V rybnících může docházet k masovému úhynu ryb, právě kvůli zvýšené koncentraci dusíku. Sinice, jako hlavní složka eutrofizovaných vod, totiž dusík přeměňují na amoniak, který je pro ryby jedovatý.

Fytoplankton se v nádržích vyskytuje celý rok, jako přirozená součást planktonu, a na jaře se začíná rozmnožovat. Fotosyntézou obohacuje vodu o kyslík a odčerpává oxid uhličitý. Tento zásah do koloběhu se projeví narušením uhličitanové rovnováhy, a tím zvýšením pH až do oblasti kolem 10 [4]. Zvýšení pH má další následky, především zvýšení koncentrace amonných iontů a amoniaku. V počáteční fázi vývoje sinic může být fytoplankton dostatečně eliminován zooplanktonem (dafnie, koryši, vírníci), který jej spásá. Při silné redukci fytoplanktonu ubývá, klesá zákal a zlepšuje se kvalita vody. Obecně však zooplankton dává přednost stravitelnějším a vydatnějším řasám. V letních měsících však dochází k největšímu nárůstu sinic a zooplankton je v takovém měřítku neúčinný. Nejlepší období pro boj s fytoplanktonem je začátek jara, ještě před namnožením sinic, jako příklad lze diskutovat brněnskou přehradu.

Nadměrný rozvoj fytoplanktonu je ve všech vodách nežádoucí. Kromě špatných fyzikálních, chemických a organoleptických vlastností je voda hygienicky závadná a způsobuje různé technické problémy v čistírnách a úpravárnách. Pro úpravu na vodu pitnou se eutrofizovaná voda nedoporučuje, dokonce neexistuje žádný 100% úpravárenský proces na odstranění sinic. Větším problémem než buňky sinic jsou však toxické látky, které vylučují. Sinice v rekreačních nádržích způsobují různé alergie, kožní onemocnění, při požití poškození jater, nervové soustavy, apod.

3.2 Vodní květ

Vodním květem se označuje nejhorší stav eutrofizované vody. Jedná se o mohutný nárůst monokultury sinic, kdy se ve spodních vrstvách nádrže za nedostatku kyslíku zvyšují koncentrace železa, manganu a nezřídka sulfanu a metanu. Vodní květ tvoří povlaky na hladině, kdežto vegetační zbarvení vody je charakteristické rovnoměrným rozložením fytoplanktonu v celém objemu, ve výsledku zákalem vody. Vegetační zbarvení je patrné už při objemu biomasy 5 cm^3 na m^3 vody, celkový objem biomasy při vodním květu dosahuje 10 cm^3 na 1 m^3 vody. Vodní květ lze pozorovat při obsahu 10000 jedinců v ml vody, přičemž k vytvoření vodního květu stačí pouze koncentrace fosforu $10 \mu\text{g}$ na litr vody. Vodní květ se nevytváří při pH do 6,5. Vodní květ se vyskytuje ve vodách s vyšší koncentrací vápníku a

vyšší hodnotou pH 7,5-9. Sinice se vyskytují ve vodách s vyšší teplotou, optimální teplota pro rozvoj vodního květu je 25-35°C [4].

Vodní květ není v českých nádržích nic výjimečného a množství takových nádrží neustále roste. V létě roku 2003 byly provedeny odběry na 25 nádržích (rekreačních a vodárenských). Celkem 70 % nádrží bylo zamořeno vodním květem, z toho 84 % obsahovalo cyanotoxiny, hlavně microcystiny. Nejvyšší množství microcystinů bylo zjištěno na přehradách v Sedlicích, Hněvkovicích, na Orlíku a Vranově [14].

Vodní květ tvoří sinice rodů *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Microcystis*, *Oscillatoria*, zelené řasy *Hydrodictyon*, *Chlorella*, *Chlamydomonas*, *Ankistrodesmus*, rozsivky *Synedra* a *Cyclotella*, zlativky rodu *Synura* a krásnoočka *Euglena*.

3.3 Boj s vodním květem

Základní podmínkou omezení vodního květu je sledování výskytu a samotného rozvoje. Důležitá je zejména prevence, tedy zvýšená účinnost čištění odpadních vod, zejména s vyšším obsahem dusíku a fosforu, případně nasazení řasy *Chlorella*, která inkorporuje dusík do vlastní biomasy, a tu lze jednoduše odstranit. V případě masového rozvoje vodního květu lze k odstranění použít tři metody: biologickou, fyzikální a chemickou.

Biologická metoda spočívá v narušení původní rovnováhy vsazením býložravého druhu ryb, který přebytečný fytoplankton spásá. Nejčastěji se vysazuje tolstolobik bílý [4]. Způsob boje proti přemnoženému planktonu může spočívat i ve vysazování dravých ryb. Ty sníží počty ryb živících se zooplanktonem a ten tak může likvidovat fytoplankton. Jinou možností je použití virů, které útočí pouze na sinice. V roce 2002 se vyskytoval na Nových Mlýnech, o rok později na přehradě Hracholusky [14]. Přestože nejsou dostatečně známy okolnosti vzniku takových virů, představují účinnou metodu odstraňování sinic. Fyzikálním způsobem je zastínění hladiny nádrže, a tím světelné intenzity. Při použití chemické metody se používají algicidní preparáty (síran měďnatý, síran hlinitý, hydroxid vápenatý, manganistan draselný, ap.), koagulanty a flokulanty. Nejúčinnějšími se jeví sloučeniny železa a hliníku, protože sráží přítomný fosfor. Důležité je aplikovat chemikálie před začátkem rozvoje sinic, kdy jsou buňky zranitelné.

3.4 Sinice

Sinice, neboli cyanobakterie, jsou 20. skupinou bakterií, ale v mnoha směrech se od nich liší. Jsou velmi odolné a přizpůsobivé a mohou žít ve všech biotopech na Zemi, včetně extrémních oblastí jako pouště, horké prameny, polární oblasti, apod. Český název pochází z termínu „sinný“, z řeckého „cyanos“ (modrý), anglicky jsou označovány jako „blue-green algae“. Sinice jsou na Zemi prvními organismy, které dokázaly získávat energii ze světla a podílely se na sycení prvotní atmosféry kyslíkem. Teorie endosymbiózy předpokládá, že se více buněk stejného druhu spojilo, DNA byla soustředěna do středu, a tím vzniklo buněčné jádro. Sinice tedy pravděpodobně stojí i u zrodu eukaryot.

Sinice jsou jednobuněčné nebo vláknité prokaryotické organismy, jsou autotrofní a patří ke gramnegativním bakteriím. Rozmnožují se výhradně nepohlavně, zásobní látkou je sinicový škrob. Genetickou informaci nese pouze jedna kruhová molekula DNA, hlavní organelou buňky jsou tylakoidy. Tyto ploché váčky nesou fotosyntetické pigmenty: chlorofyl-a, beta-karoten, xantofyly a fykobiliny. Fykobiliny jsou tři, červený c-fykoerythrin a dva modré c-fykocyanin a allofykocyanin. Poměr fykoerythrinu a fykocyaninu určuje vlastní zbarvení buňky: modrozelené, sivomodré, olivově zelené nebo žlutozelené. Tento poměr však nebývá

stabilní a mění se podle okolních podmínek. Taková schopnost je pro sinice typická a nazývá se chromatická adaptace. Tím je sinicím umožněno přežít i v místech s nízkou intenzitou světla nebo změnami intenzity, kde by jiný fotosyntetizující organismus nepřežil. Další schopností je vázání plynného dusíku, který redukuje na amonné soli.

Buňky sinic obsahují tři struktury, pro ně typické:

Aerotropy, mnohostěnné válcovité struktury, v buňce bohatě zastoupeny. Na řezu připomínají včelí plást. Jejich stěna je prostupná všem plynům, sinice tuto směs využívají k nadlehčení a splývání ve vodním sloupci. Sinice si je vytváří a organizují podle abiotických podmínek prostředí a regulují tím svoji polohu ve vodě.

Heterocyty, tlustostěnné buňky, vznikající z vegetativních buněk. V nich probíhá fixace vzdušného dusíku a vzniká amoniak, který se rozvádí do sousedních buněk.

Akinety vznikají z jedné nebo více vegetativních buněk, bývají větší než heterocyty. Slouží k přežití buňky za nepříznivých podmínek. Akinety rodu *Nostoc* přežily usušené, ale životaschopné, 86 let [12].

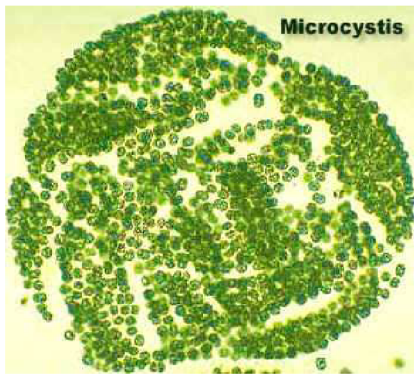
Nejjednodušší stélky sinic jsou jednobuněčné. Bývají obaleny slizem a vytvářejí pravidelné (*Merismopedia*) nebo nepravidelné (*Microcystis*) kolonie. Vlákniťatá stélka může být nevětvená (*Oscillatoria*, *Leptolyngbya*, *Phormidium*), či větvená (*Stigonema*, *Fischerella*, *Mastigocladus*). Vlákna mohou být bez slizovité pochvy, označují se trichomy, nebo obalené slizem, tzv. filamenty.

Vzhledem k významné adaptaci sinice nalezneme téměř všude, extrémní podmínky nevyjímaje. Ve sladkých i slaných vodách jako plankton, na mokřích površích, v půdě, na nejrůznějších nárostech. Vyhýbají se pouze příliš kyselým místům. Nezřídka žijí v symbióze s různými rostlinnými druhy. Rody *Gloeocapsa*, *Chroococcus*, *Nostoc*, *Stigonema* tvoří spolu s houbou lišejníky, žijí na játrovkách, hlevících, kapradinách i nahosemenných rostlinách. *Nostoc*, *Scytonema*, *Calothrix*, *Lyngbya*, *Phormidium*, *Plectonema* byly nalezeny na kořenech epifytických orchidejí.

Kmen *Cyanobacteria*, třída *Cyanophyceae* se dělí na tři podtřídy: *Nostocophycideae*, *Oscillatoriohycideae*, *Synechococcophycideae* a řád *Stigonematales*.

3.4.1 Hlavní zástupci

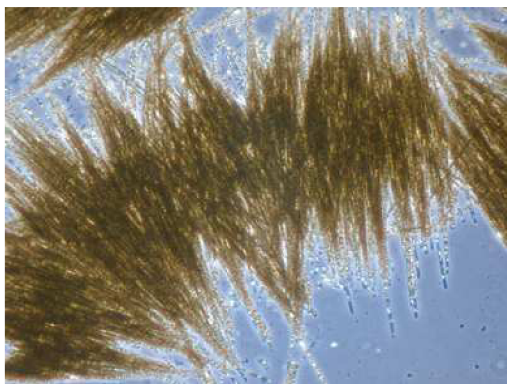
Druh *Microcystis aeruginosa* je nejznámějším a nejrozšířenějším druhem sinic vůbec. Řadí se do třídy *Cyanophyceae*, řád *Chroococcales*, rod *Microcystis*, který je velmi hojně zastoupen asi 50 druhy. Vodní květ je ve většině případů tvořen právě monokulturou sinice *M. aeruginosa*, takže je rozšířen po celém světě, ve sladkých i slaných vodách. *Microcystis* jsou kulovité bakterie tvořící rozsáhlé kolonie charakteristického uspořádání, velikost buněk je 3-10 µm. Při přemnožení vytváří na hladině pevný povlak. Jsou nejčastějším druhem tvořícím vodní květ, proto se většina studií zabývá právě odstraňováním sinice *M. aeruginosa*. Brněnská přehrada je zamořena převážně tímto druhem, stejně jako většina našich nádrží, ať už rekreačních nebo vodárenských. Nebezpečím tohoto druhu je toxin microcystin, který vylučují buňky při poškození.



Obr. 5: *Microcystis aeruginosa*



Obr. 6: Brněnská přehrada s *M. aeruginosa*



Obr. 7: *Aphanizomenon flos-aquae*



Obr. 8: Vodní květ *A. flos-aquae*

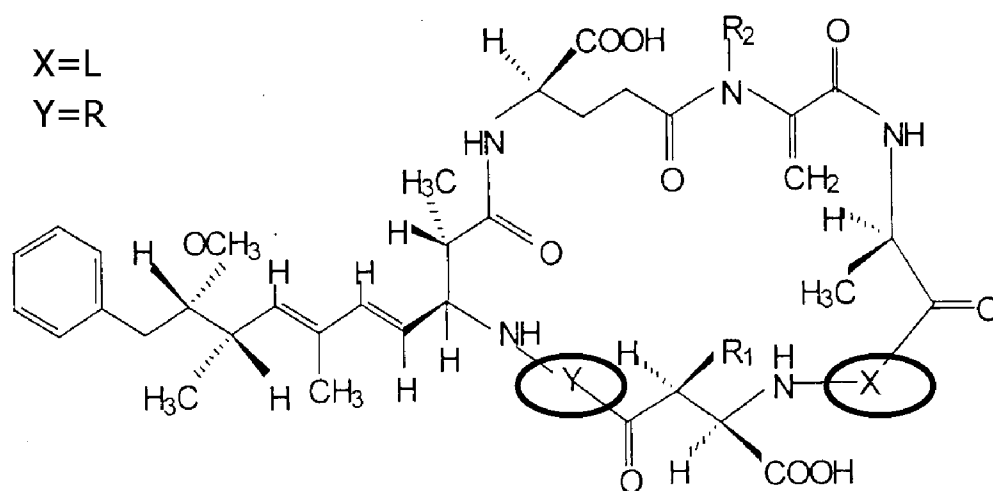
Druh *Aphanizomenon flos-aquae*, vláknitá sinice, se jeví jako velmi silný, je schopen potlačit veškerý fytoplankton a zooplankton. Často se nachází ve spojení *A. flos-aquae* a *M. aeruginosa*. *Aphanizomenon* má vláknitou stélku a tvoří kolonie, *flos aquae* znamená „vodní květ“. Příbuzné rody *Anabaena* a *Nostoc*, česky Jednořadka, vytváří vláknitá korálková vlákna a povlak na hladině bývá ne zcela jednotný. Dalším rodem s vláknitou stélkou je *Oscillatoria*, česky Drkalka. Tvoří pravidelné pásy a vodní květ se vyznačuje charakteristickou červeno-hnědou barvou. Poměrně často se lze setkat s rodem *Planothrix*, dále *Nodularia*, *Gloeotrichia*, *Lyngbya*, atd.

3.4.2 Cyanotoxiny

Cyanotoxiny jsou produkty sekundárního metabolismu sinic, které organismus nevyužívá k zabezpečení primárních funkcí. Jsou obsaženy v celém obsahu buňky. Jedná se o endotoxiny, které nejsou aktivně vylučovány a jsou toxičtější než toxiny hub, řas a vyšších rostlin, pouze toxiny bakterií jsou nebezpečnější. Toxiny se z buněk dostávají jen při poškození buněk, rozkladu bakteriemi, po použití algicidních preparátů a při lyzi buněk. Od 19. století jsou známé úhyny zvířat, nejčastěji dobytka a ryb, vystavených působení sinicových toxinů z vody. Na našem území první zprávy datují rok 1958 [4].

Cyanotoxiny se dělí na cytotoxiny a biotoxiny. Do skupiny biotoxinů se zařazují toxiny poškozující organismy, tedy neurotoxiny, hepatotoxiny, genotoxiny, imunotoxiny, embryotoxiny, mutageny a karcinogeny. **Neurotoxiny** působí na centrální nervový systém,

např. blokují sodíkové kanály a způsobují tak křeče. Letální dávky se pohybují v desítkách μm na kilogram živé váhy. Tyto toxiny produkují zejména rody *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Oscillatoria*, *Microcystis* a *Planktothrix*. **Hepatotoxiny** poškozují strukturu a funkci jater teplokrevných živočichů. Jedná se o cyklické peptidy a inhibitory proteinfosforylázy, produkují je rody *Microcystis*, *Anabaena*, *Nodularia*, *Planktothrix*, *Oscillatoria*, *Nostoc*, *Aphanizomenon* a *Gloeotrichia*. Toxický vodní květ způsobuje alergické reakce, vyrážky, ale zasahuje také nervový a dýchací systém. Lidskou pokožku nejvíce dráždí *Aphanizomenon flos-aquae*. Způsobuje puchýře, zarudnutí, pustuly a folikulitidu [4]. Nejvíce prozkoumaným toxinem je bezesporu microcystin. Tento cyklický peptid obsahuje řadu aminokyselin a v dnešní době je známo 28 různých druhů microcystinů. Ty se liší podle aminokyselin, v případě microcystinu LR se jedná o leucin (L) a arginin (R) v polohách 2 a 4 (viz Obr. 9). Microcystin není extrémně jedovatý, ale má vysokou koncentraci v povrchových vodách. Letální dávka LD_{50} je 40-45 mg na kilogram živé váhy [13]. Limitní koncentrace cyanotoxinů ve vodách jsou všude ve světě stanoveny zatím pouze pro microcystin. Microcystin je vysoce termostabilní toxin, jehož aktivita není omezena ani po několika hodinách varu. Microcystin má ovšem ještě jednu vlastnost, je tumorovým promotorem. Pokusy při podávání microcystinu LR myším prokázaly kromě vzniku kožních nádorů indukci jaterního nádoru. I při srovnání s jinými druhy sinic se *M. Aeruginosa* projevila nejsilnějším nárůstem nádorů. Podle amerických a australských odborníků je také prokazatelné zvyšování rakoviny jater u lidí odkázaných na zdroj pitné vody, kde dochází k nárůstu vodního květu [13].



Obr. 6: Microcystin LR

Cytotoxiny mají cytotoxické a cytostatické účinky, bojují proti houbám, bakteriím, řasám, i prvokům, z toho důvodu jsou používány jako farmaka. Např. cytotoxin tubercidin sinice *Tolypothrix* je účinný proti nádorům [4].

3.5 Zelené řasy

Zelené řasy, *Chlorophyceae*, se dělí na Chlamydomonády a Zelenivky. Chlamydomonády jsou bičíkovci, buď jednobuněční, nebo tvoří kolonie. Obsahují pigmenty chlorofyl-a+b, karoteny a xantofyly. Hlavním zástupcem je rod *Chlamydomonas* (pláštěnka), běžný ve stojatých i tekoucích vodách, který způsobuje vegetační zbarvení vody. Rod *Haematococcus* (červenozrnko) vytváří vegetační zbarvení zelené, které po čase barvu změní na

červenohnědé. Často se s vodním květem sinic *Aphanizomenon* vyskytuje řasa *Volvox* (váleč). Zelenivky jsou bičíkaté, kokální, vláknité organismy žijící jednotlivě, nebo tvoří kolonie. Významným druhem je *Chlorella* (zelenivka), která se používá v mnoha průmyslových odvětvích: přísada do kosmetických přípravků, krmných směsí a léčiv. Poměrně časté jsou rody *Oocystis*, *Tetraedron*, *Crucigenia*, *Coelastrum*. Vlákňité rody: *Microspora*, *Ulothrix*, *Cladophora*.

3.6 Krásnoočka

Krásnoočka neboli *Euglenophyceae* jsou volně žijící bičíkovci, kteří mají proměnlivý tvar buňky. Fotosyntetické pigmenty krásnooček jsou chlorofyl-a+b, karoteny a xantofyly. Krásnoočka jsou specifické v rámci řas, jistá podobnost je s bezbarvými bičíkovci. Rod *Euglena* je velmi rozmanitý co se týče tvaru a umístění chloroplastů, paramylonových zrn a proměnlivosti buněk. Vyskytuje se v silně eutrofizovaných vodách, nebo naopak ve vodách velmi kyselých. Podobný rod *Astasia* nemá chloroplasty, rod *Phacus* má zkroucené tělo [4].

3.7 Rozsivky

Jedná se o jednobuněčné řasy, které žijí v křemenných schránkách. Vykytují se samostatně nebo v koloniích. Jejich fotosyntetické pigmenty jsou chlorofyl-a+c a fukoxantin. Rozsivky nemají bičíky, pohybují se díky procesům uvnitř schránek. Zástupci jsou rody *Cyclotella*, *Stephanodiscus*, *Tabellaria*, *Asterionella*, *Fragilaria* (*Synedra*), *Navicula*, atd.

3.8 Zlativky

Tyto jednobuněčné organismy potřebují pro svůj růst organický zdroj dusíku a uhlíku. Charakteristická je jejich nadměrná spotřeba fosforečnanů. Dokud jsou dostupné, buňky je hromadí a využívají v době, kdy naopak chybí. Fotosyntetické pigmenty jsou chlorofyl-a+c a fukoxantin. Přemnožením zlativek se zhoršuje kvalita vody a voda zapáchá rybím tukem. Častými zástupci ve vodách jsou rody *Chrysococcus*, *Dinobryon*, *Synura*, *Mallomonas* a *Uroglena*.

VÝSLEDKY A DISKUZE

4 ODSTRAŇOVÁNÍ SINIC FLOTACÍ ROZPUŠTĚNÝM VZDUCHEM

Na téma odstraňování fytoplanktonu bylo ve světě zpracováno mnoho studií, nejčastěji se však setkáme se sinicemi. Sinice jsou nejčastější a zároveň nebezpečný druh fytoplanktonu, proto je účinnost odstranění tak sledována. Při odstraňování sinic z eutrofizované vody je třeba sledovat také koncentrace cyanotoxinů, které se uvolňují při poškození buňky, je tedy nutné odstraňovat buňky sinic šetrně, aby nedošlo k jejich poškození. Vedle samotných sinic se zpravidla sleduje i zákal, který sinice zvýšenou koncentrací způsobují. Důležitými parametry při odstraňování sinic jsou jejich morfologie a fyziologie, každý druh má jinou strukturu, podmínky by tady měly být nastaveny konkrétně pro daný druh.

Při takových výzkumech jsou kultury buněk sinic, nejčastěji *Microcystis aeruginosa*, zavedeny do vody. Problémem, který si všichni uvědomují, je, že sinice rodu *M. aeruginosa* se v přírodě vyskytuje výhradně v koloniích, proto výsledky účinnosti odstranění jednotlivých buněk vypěstovaných v laboratoři nejsou reprezentativní. Na druhou stranu se předpokládá, že buňky v koloniích budou ještě lépe separovatelné než jednotlivé volné buňky. Způsob úpravy eutrofizované vody je klasický s koagulací, flokulací, sedimentací a následnou filtrací. K odstraňování organismů obecně je mnohem výhodnější flotace rozpuštěným vzduchem než sedimentace, ani tato metoda ovšem neodstraní 100 % sinic.

Živé organismy s hustotou blízkou hustotě vody mají ve vodě tendenci se vznášet, jsou malé a mají záporný povrchový náboj, což je příznivé pro flotaci rozpuštěným vzduchem, která se při jejich odstraňování hojně využívá. Samotná flotace rozpuštěným vzduchem je málo účinná, vždy musí předházet koagulace s flokulací, a zneutralizovat tak částice. Je patrné, že účinnost odstranění částic závisí velkou měrou na podmínkách koagulace a flokulace. Důraz se klade na vhodný koagulant a dávku, intenzitu a délku flokulace. U procesu flotace se sleduje délka flotace, tlak a množství recyklu. Nezbytnou se v procesu také jeví filtrace, která odstraní poslední zbytky vloček. DAF se může kombinovat s jinými separačními metodami, např. adsorpcí na aktivním uhlí, různými membránovými filtry, či nanofiltrací. Takové kombinace ve výsledku ještě zvyšují účinnost separace.

4.1 Podmínky aglomerace

Sinice ($0,99-1,2 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$) a jiné organismy o nízké hustotě s tendencí vznášet se, jsou účinně odstraňovány flotací rozpuštěným vzduchem. Účinnost flotace při odstraňování sinic je však nejvíce závislá na aglomerační fázi, tedy koagulaci a flokulaci. Pro flotaci jsou nejvhodnější částice s malým nábojem, nebo lépe bez náboje. A právě vhodná volba koagulačního činidla a dávky určuje míru destabilizace částic. Ta je ve výsledku pro účinnost flotace mnohem důležitější než velikost částic.

Podle výsledků jednotlivých studií bylo zjištěno, že samotná flotace rozpuštěným vzduchem bez koagulace a flokulace je velmi málo účinná, odstraní málo buněk (které jsou vyjádřeny jejich počtem, nebo koncentrací chlorofylu-a) a téměř žádný rozpuštěný organický uhlík (DOC). Takové výsledky mohou být způsobeny nedostatkem destabilizovaných částic, které jsou nezbytné pro efektivitu flotace. Jisté však je, že destabilizace částic je pro účinnost flotace mnohem důležitější než velikost vloček. Na druhou stranu je právě destabilizace částic

základem k vytvoření agregátů. Vhodná velikost částic pro vytvoření komplexu je alespoň 10 μm , proto je pro odstranění sinic nezbytná koagulace s flokulací k vytvoření požadovaných vloček [16].

4.1.1 Koagulace

4.1.1.1 Typ a dávka koagulantu

Typ a dávka koagulantu hrají v procesu odstraňování sinic důležitou roli. K odstranění sinic jsou úspěšně používány koagulanty: síran hlinitý, síran železitý, chlorid železitý a přídavné předpolymerované koagulanty. Volba vhodného koagulantu je velmi důležitá, stejně tak i jeho dávka. Při předávkování tvoří zbytkový koagulant až 20 % počtu částic a tím negativně ovlivňuje výslednou účinnost procesu.

Dávka koagulantu může být různá, používaný rozsah je dobře znázorněn při srovnání sedimentace a flotace. Použitá množství koagulantu síranu hlinitého odpovídají normálním provozním dávkám, a to 2-20 mg/l Al_2O_3 pro sedimentaci, kdežto pouze 1-7 mg/l Al_2O_3 pro flotaci rozpuštěným vzduchem. Při použití 3-7 mg/l Al_2O_3 byla přitom účinnost odstranění chlorofylu-a flotací 69-89 % [16]. Jiným příkladem je použití 12 mg/l Al_2O_3 u sedimentace, kdy zbytková koncentrace chlorofylu-a činila 4,2 $\mu\text{g/l}$. Při flotaci byla dávka snížena na 8 mg/l Al_2O_3 a zbytková koncentrace byla 1,9 $\mu\text{g/l}$ [17]. Flotace pracuje s vyšší účinností i při použití nižších dávek koagulantů než sedimentace. Srovnávání účinností DAF a sedimentace by bylo vhodné provádět za stejných podmínek, při stejné dávce koagulantu je tedy DAF vždy účinnější než sedimentace. Sedimentace dokáže dosáhnout lepších výsledků, ale s několikanásobnou dávkou koagulantu a za delší dobu. Zvýšená dávka koagulantu však způsobuje vysoké zbytkové koncentrace a velké množství kalu.

K dosažení stejné účinnosti sedimentace potřebuje zhruba trojnásobek dávky koagulantu použité u flotace [18]. Optimální dávka koagulantu pro sedimentaci při koncentraci buněk sinic 10 000/ml je 10 mg Fe(III)/l, pro flotaci 3 mg Fe(III)/l. Při dvojnásobné koncentraci buněk sinic byly použity různé dávky koagulantu: 1, 3, 5 a 10 mg Fe(III)/l [19]. Dávka koagulantu 1 mg Fe(III)/l nedokázala dostatečně formovat vločky, ani vytvořit vločky vhodné velikosti pro DAF. Koncentrace 3 mg Fe(III)/l vytvořila vločky větší než 50 μm , a tím zvýšila účinnost procesu. Podobně tomu bylo i u neúčinnější dávky (co se týče odstranění částic) 5 mg Fe(III)/l. Dávka 10 mg Fe(III)/l vytvořila podobné rozložení velikosti částic jako koncentrace 1 mg Fe(III)/l, ale v odstranění částic byla účinnější. Koagulant však nebyl zcela spotřebován a zbytkové koncentrace tvořily až 15 % celkového obsahu částic.

Obecně lze říci, že se zvyšující se koncentrací se zvyšuje i účinnost procesu. To však platí pouze do určité koncentrace, při jejím překročení už účinnost neroste a je konstantní. Výhodnou je tedy ta nejnižší koncentrace, která už dosáhla nejvyšší účinnosti. Zvyšováním dávky budou ve vodě zůstávat zbytkové koncentrace koagulantu, které mohou být započítány do celkového počtu částic a zkreslit tak výsledek.

4.1.1.2 Použití předpolymerovaného koagulantu

Předpolymerované koagulanty jsou jako koagulanty velmi oblíbené pro jejich nízkou spotřebu, vysokou účinnost a široké pracovní rozmezí pH. Používá se polyaluminium chlorid (PAC), železitý Superfloc, poněkud novější je použití předpolymerovaného koagulantu typu WAC, a jiné. WAC je hlinitý předpolymerovaný koagulant, který je ve srovnání se síranem hlinitým mnohem účinnější. Jejich optimální dávky nejsou příliš odlišné, 5 mg $\text{Al}_2\text{O}_3/\text{l}$ pro

WAC a 7 mg Al₂O₃/l pro síran hlinitý. Odstranění chlorofylu-a flotací při dávce 3-7 mg Al₂O₃/l WAC bylo 80-99 % a síranu hlinitého 69-89 %. WAC lépe odstraňuje zákal, chlorofyl-a a zvládá změny kvality surové vody, navíc vytváří větší vločky, které lépe sedimentují. Při použití WAC z vody o obsahu 50-75 µg/l chlorofylu-a DAF odstranila 77-99 %, sedimentace 69-94 % chlorofylu-a [16].

Použití kationového předpolymerovaného koagulantu zvyšuje účinnost procesu a snižuje potřebnou dávku koagulantu. Nízké dávky kationového předpolymerovaného koagulantu Superfloc C-573 v rozmezí 0-3 mg C-573/l, při použití standardních dávek koagulantu (u sedimentace 10 a u DAF 3 mg Fe(III)/l) výrazně zvyšují účinnost odstranění sinic. Flotace dosahuje odstranění 94,5 % buněk, sedimentace dokonce 98,9 % [18]. Při jiných experimentech [19] bylo použito malé množství kationového předpolymerovaného koagulantu Superfloc C-573, což je zhruba desetina obvyklé dávky koagulantu, a kvalita vody se značně zlepšila. Odstraněných částic flotací bylo 71-94 % při 0,5 mg C-573/l, sedimentací 88-99,5 % při 1 mg C-573/l. Porovnávány byly i procesy aglomerace s a bez přídavku předpolymerovaného koagulantu, přičemž přídavek výrazně zlepšil kvalitu aglomerační fáze. Lze použít i méně známé předpolymerované koagulanty, např. křemité a síranové PAC, které jsou účinné pro úpravu studené vody, přičemž flokulace stačí po dobu 2,5-5 minut [20], nebo kationový polyethylenimin (PEI) [21]. Použití předpolymerovaného koagulantu v aglomerační fázi je velmi výhodné, nízké dávky a vysoké účinnosti na rozdíl od monomerních koagulantů zaručují úspěšné zařazení do procesu úpravy vody.

4.1.1.3 pH koagulace

Vhodné pH hraje důležitou roli při hydrolýze kovových koagulantů. Také má vliv na stechiometrii a kinetiku chemických reakcí, včetně vzniku agregátů. Při neutrálním pH 7-8 ke srážení dochází pouze při sweep koagulaci. Při pH 6 je více vyjádřena redukce v oblasti částic menších než 50 µm a nárůst počtu větších částic, oproti pH 7 a 8. V každém případě při nízkém nebo neutrálním pH se koagulací vytváří větší vločky, které účinně odstraní DAF. Výsledky elektroforetické pohyblivosti potvrzují neutralizaci sinic při nižším pH. Mechanismus neutralizace částic je pravděpodobně odpovědný za vyšší účinnost odstranění částic menších než 50 µm při nižším pH. Díky zápornému náboji bublin je i navázání na částice účinnější [19].

Účinnost koagulantů je ovlivněna vhodným pH, čímž se jejich porovnání komplikuje. Optimální pH síranu hlinitého je 6,5 [18], [22], [23], síranu železnatého 6,3 a PAC 5,5 [22]. Při použití chloridu železitého byly pro srovnání použity dvojce hodnoty pH, 6 a 8 [18]. Při pH 6 se, na rozdíl od pH 8, se po flokulaci snížil počet menších částic do 50 µm a vzrostl počet částic větších než 50 µm. To znamená účinnější flokulaci a téměř dvojnásobné množství odstraněných částic při nižším pH.

Poněkud novější je možnost použití kationového předpolymerovaného koagulantu polyethyleniminu (PEI) [21]. Při odstraňování sinice *Anabaena flos-aquae* nebylo dokonce třeba sledovat pH. Po přidání PEI se pH ustálilo na 8-8,3, a bylo zjištěno, že rozmezí 7,5-9 nemá žádný negativní vliv na účinnost procesu. Nejvhodnější pH bylo 6-7,7 a účinnost odstranění sinic se pohybovala kolem 90 %.

4.1.1.4 Organické pozadí vody

Účinnost flotace je také ovlivněna organickým pozadím použité vody. V procesu odstraňování fytoplanktonu mají stěžejní význam koagulace a flokulace, a právě tehdy se

projevuje vliv organických látek obsažených ve vodě. Organické látky se ve vodě adsorbují na částice a chovají se jako stabilizující činidla. Přidaný koagulant tak nejprve reaguje s organickou hmotou a teprve poté neutralizuje samotné částice. K dosažení dostatečné účinnosti je tedy třeba zvýšit dávku koagulantu, tím se zvýší i jeho zbytková koncentrace a dosahujeme zkreslených výsledků. Výhoda předozonizace pro koagulaci a flokulaci spočívá v oxidaci adsorbovaných organických látek na polárnější formy a ve snížení stability částic tak, aby snáze tvořily agregáty. Použití předozonizace může dokonce zlepšit odstranění rozpuštěného organického uhlíku až o 10 %. Přítomnost přirozené organické hmoty jednoduše snižuje účinnost procesu a zvyšuje nároky na dávku koagulantu. V [17] dosahovala lepších výsledků voda po ozonizaci (2,8 mg O₃/l) než surová voda, čímž se potvrdil negativní vliv organických látek na účinnost procesu.

4.1.2 Flokulace

Flokulace slouží k vytvoření vloček vhodné velikosti a povahy, v závislosti na intenzitě a době míchání. Intenzita flokulace pro účinnou flotaci je doporučována vyšší, ale po kratší dobu [16], [18] a [19]. Účinnost flotace je přitom ovlivněna především dobou flotace, narozdíl od intenzity míchání [18] a [19]. Minimální doba účinné flokulace je 5-6 minut u flotace, kdežto u sedimentace se běžně používá flokulace 20-30 minut.

Z výsledků [19] je patrná nepřímá úměrnost mezi velikostí vloček a intenzitou míchání. Při intenzitě míchání 10 s⁻¹ vznikaly slabé vločky, které byly flotací rozpuštěným vzduchem nejlépe odstraněny. Pro sedimentaci je výhodná intenzita míchání 10-30 s⁻¹, nejlepších výsledků se dosahuje při intenzitě 30 s⁻¹ po dobu více jak 30 minut. Intenzita 50 s⁻¹ byla vyhodnocena jako nejúčinnější při odstranění zákalu, při odstranění částic byly výsledky podobné, nejlepších dosahovala intenzita 10 s⁻¹.

Jiní autoři [16] uvádí vhodné parametry pro sedimentaci jako flokulaci o intenzitě 24 s⁻¹ po dobu 15 minut a sedimentaci po 15 minut. Pro flotaci je výhodnější kratší, ale intenzivnější flokulace (70 s⁻¹ po 8 minut). Z optimálních podmínek pro úpravu vody flotací rozpuštěným vzduchem vyplývá, že malé a silné vločky jsou pro účinnou úpravu vody nejvhodnější. Stejně nastavení koagulace a flokulace pro obě metody se ukázalo výhodným i v jiné studii [17].

Srovnání širšího rozmezí intenzity flokulace nabízí Vlaški a kol. [18]: 10, 30, 50, 70, 100 a 120 s⁻¹ v časech 5, 10, 15, 25, 30 a 35 minut. Třístupňová flokulace pro flotaci rozpuštěným vzduchem byla podle nejlepších výsledků prováděna při intenzitách míchání 82, 49 a 23 s⁻¹, vždy po 8 minut. Opět se projevuje vyšší účinnost flotace oproti sedimentaci při shodných podmínkách. Podobné výsledky účinností obou metod byly zjištěny při nastavení flokulace na 5 minut u DAF a 20 minut u sedimentace. V této studii bylo odstraněno 87 % sinic sedimentací a 71 % flotací.

Zvýšením intenzity z 10 s⁻¹ na 23 s⁻¹ dojde k zahuštění struktur vloček. Flotace odstranila v obou případech částice větší než 50 μm [18]. Tvrzení, že flotace vyžaduje vysokou intenzitu flokulace, aby byly vytvořeny malé, silné a odolné vločky, není v tomto případě přesné. Na druhou stranu pro sedimentaci byla nastavena flokulace na intenzitu míchání 10-30 s⁻¹, přičemž při 30 s⁻¹ dosahovala lepších výsledků. Z kinetiky obou procesů vyplývá, že účinnost sedimentace se zvyšuje s rostoucí koncentrací částic více, než účinnost flotace. Pomalou flokulací vznikají vločky vhodné k flotaci, a přestože je jejich velikost přijatelná, účinnost flotace na ní příliš nezávisí.

4.2 Flotace

Flotace rozpuštěným vzduchem je velmi účinná metoda, největší podíl na této účinnosti však má koagulace s flokulací. Samotné podmínky flotace už na konečný výsledek nemají tak významný vliv, ovšem nastavením optimálních podmínek se účinnost může ještě zvýšit. Vliv na účinnost flotace má z parametrů zejména recirkulační poměr, kterým se udává množství rozpuštěného vzduchu, a tlak saturátoru, který ovlivňuje velikost bublin. Bublin musí být dostatek a velikosti nejlépe shodné s unášenými částicemi. V praxi se tlak saturátoru nemění, proto se ke změně charakteru bublin používá změna recirkulačního poměru. Velikostí i objemem bublin vzduchu v závislosti na účinnosti flotace se podrobně zabýval Edzwald [23]. Porovnání recirkulačních poměrů [16], [17] 50 %, 8 % a 0 % ukázalo nejvýhodnější recykl 8 %. Jedná se o nejnižší hodnotu, která je třeba pro účinnou flotaci. Při recirkulačním poměru 8 % bylo za podmínek: 3 mg/l Al_2O_3 , koagulace 380 s^{-1} , flokulace 8 minut o intenzitě 70 s^{-1} flotací (8 minut) odstraněno 93-98 % chlorofylu-a bez poškození buněk sinic [16]. Obecně jsou nejvhodnější hodnoty 6-10 %. Z podmínek pro úpravu vody flotací rozpuštěným vzduchem vyplývá, že malé a silné vločky a minimální recirkulační poměr jsou pro účinnou úpravu vody nejvhodnější.

K neúčinnější flotaci rozpuštěným vzduchem při odstraňování sinic lze doporučit důkladnou aglomerační fázi, použití předpolymerovaného koagulantu, nejčastěji polyaluminium chloridu (PAC), kvůli nízkým dávkám a vyšší účinnosti, intenzivní, ale krátkou flokulaci (5-6 minut), flotaci s recirkulačním poměrem 6-10 % a pískovou filtraci. Ani flotace rozpuštěným vzduchem však neodstraní 100 % sinic, proto je nejvýhodnější kombinace více metod. Flotace s adsorpcí na aktivním uhlí [24], kdy jsou vločky adsorbované na aktivní uhlí lehce separovatelné flotací. Spojení s nanofiltrací [25] se také jeví velmi výhodným. Samotná nanofiltrace dokáže odstranit 100 % sinic, navíc úspěšně redukuje i jejich druhotné metabolity, a proto má spojení DAF/NF budoucnost. Předozonizace, koagulace a flotace byly také testovány na odstranění sinic a jejich účinnost 95-99 % poukazuje na výhodnou kombinaci [26].

4.2.1 Flotace vs. sedimentace

Z ekonomických důvodů se velmi často setkáme se srovnáváním účinnosti flotace a sedimentace. Sedimentace však ve většině případů potřebuje k dosažení stejné účinnosti trojnásobek dávky koagulantu, delší retenční časy a několikanásobně větší prostor. Kvůli velké dávce koagulantu sedimentace navíc vyprodukuje větší množství kalu s velkým obsahem vody. Za stejných podmínek je tedy sedimentace méně účinná než flotace, navíc je značně neekonomická, jelikož kal s vysokým obsahem vody je nutné zahustit.

Dalším poznatkem je, že flotace rozpuštěným vzduchem je méně ovlivněna agregací buněk a je schopnější odstranit menší shluky sinic než sedimentace. Při použití flotace rozpuštěným vzduchem byl lépe odstraněn chlorofyl-a, přes 92 %, s nižší dávkou koagulantu, než u sedimentace [17]. Jiným porovnáním sedimentace a DAF bylo zjištěno, že s klesající teplotou se účinnost flotace zvyšuje více než u sedimentace [18].

Co se týče kvality upravené vody, podle výsledků [18] bylo odstranění buněk sinic zcela nedostačující. Je nutné za sedimentaci nebo flotaci zařadit pískovou filtraci, která odstraní poslední zbytky částic. Správným nastavením parametrů filtrace se účinnost odstranění částic ještě zvýší, očekává se 94,7 % u sedimentace a 90 % u flotace.

4.2.2 Velikost částic

Míra odstranění sinic se zpravidla udává snížením počtu částic, chlorofylu-a nebo zákalu. Buňky sinic přítomné ve vodě obsahují množství chlorofylu-a, které přímo odpovídá jejich koncentraci, stanovení účinnosti podle odstranění chlorofylu-a je spolehlivé. Naopak je tomu u zákalu. Předpoklad, že počet částic je přímo úměrný zákalu, není přesný, především pro zákal do 0,5 FTU. Přestože při zákalech nad 0,5 FTU lze nalézt přímou závislost zákalu na obsahu částic, vyjadřovat odstranění částic úbytkem zákalu nelze.

Stále více se však dává přednost samotnému měření počtu částic. Částice se rozdělí podle velikostí a sleduje se jejich úbytek během procesu úpravy vody. Účinnost odstranění různě velkých částic se výrazně liší, což může být způsobeno parametry aglomerační fáze, či velikostí bublin. Vlaški a kol. [19] rozdělil částice podle velikosti do dvou oblastí – do 50 a nad 50 μm . Účinná flotace sníží koncentraci částic menších než 50 μm (problémových), na druhou stranu nárůst počtu částic v této oblasti nemusí nutně znamenat neúčinnou flotaci. Zbytkové koncentrace koagulantů jsou nacházeny právě v oblasti velikosti částic do 50 μm . Účinnost flotace je ovlivněna i vhodnou srážkou bubliny s částicí, i zde se projevuje vliv velikosti částic a bublin. Podle [15] je srážka mezi částicí a bublinou nejučinnější právě tehdy, jsou-li obě podobných rozměrů a opačných nábojů. Stavění účinnosti procesu na snížení počtu částic je nejpřesnější metodou, nevýhodou je při předávkování koagulantem zbytková koncentrace, která tvoří 15-20 % celkového počtu částic.

4.3 Použité sinice

Bezesporu nejčastěji studovanou sinicí je *Microcystis aeruginosa*. Používá se buď uměle vypěstovaná, nebo se odstraňují přírodní kolonie této sinice. *M. aeruginosa* je nejčastější sinicí, navíc vylučuje nebezpečné toxiny, proto se její výskyt tak sleduje. Kultury sinice *M. aeruginosa* pěstované v laboratoři musí mít nastavený určitý světelný režim a teplotu. Výsledkem jsou však jednotlivé buňky, vytvoření kolonií v laboratorních podmínkách je velmi náročné. Odstranění kolonií by mělo být oproti jednotlivým buňkám snazší. Kultura sinic může být vypěstována např. při teplotě 23-24°C se světelným režimem 12 hodin světla a 12 hodin tmy [16], nebo při teplotě 20°C a intenzitě osvětlení 1 000 lux [18]. Výjimkou však není ani použití jednotlivých buněk z přírodní kolonie [27].

Objektivní srovnání účinností odstranění různých sinic není možné, kvůli velkému množství proměnných parametrů. Ať už je to morfologie a fyziologie organismů, jejich pohyblivost, struktura, použitý koagulant a dávka, parametry flokulace, či samotné nastavení flotace. V některých studiích se navíc pracuje s vypěstovanými kulturami a ani jednotlivé výsledky nezaručují odpovídající účinnosti v jiných podmínkách.

O odstraňování sinice *Microcystis aeruginosa* flotací rozpuštěným vzduchem napsal Vlaški rozsáhlou publikaci [28], ve které se zabývá podmínkami koagulace, významem velikostí částic i ozonizací k dostatečnému odstranění sinic. Nejnovější studie [16] a [17] porovnávají flotaci se sedimentací při odstraňování *M. aeruginosa*. Sedimentací bylo v prvním případě odstraněno 69-94 % chlorofylu-a, flotací 77-99 %. Ve druhé studii bylo flotací odstraněno více než 92 % chlorofylu-a.

Na druhou stranu Vlaški a kol. [18] uvádí účinnosti odstranění *M. aeruginosa*, a to u sedimentace 87 %, kdežto u flotace pouze 71 %. Při zařazení filtrace se účinnost zvýšila na 94,7 % pro sedimentaci a 90 % pro flotaci. Při použití 0,5-1 mg předpolymerovaného koagulantu C-573/l odstranila sedimentace 98,9 % sinic, flotace 94,5 %. Další studie [19] uvádí odstranění sinice *M. aeruginosa* flotací při použití 0,5 mg předpolymerovaného

koagulantu C-573/l od 71 do 94 %, k sedimentaci byla použita dvojnásobná dávka předpolymerovaného koagulantu, účinnost odstranění však činila 88-99,5 %. Vlaški a kol. se v jiné studii [29] zabývá řešením situace v Holandsku. Pro odstranění sinic, především *M. aeruginosa*, navrhuje 100% zvýšit dávku koagulantů, až na 40 mg Fe^{3+} /l a 1 mg předpolymerovaného koagulantu/l. Také poukazuje na význam druhů fytoplanktonu, jejichž účinnost odstranění flotací se pohybuje v rozmezí 50-99,9 %, podle jejich morfologie a fyziologie.

Shrnutí účinnosti flotace při odstraňování různých druhů sinic nabízí [29]. Flotací bylo odstraněno 98 % sinic *Microcystis*, 90-100 % *Anabaena*, ale pouze 30 % *Plantothrix*. Účinnost procesu se i při optimálních provozních podmínkách liší případ od případu u jednoho druhu, mnohem větších rozdílů se však dosahuje při porovnání jednotlivých druhů. A právě zde je nutné uvědomit si význam morfologie a fyziologie jednotlivých organismů. Nelze o nich smýšlet jako o "částicích", zde se opravdu projevují jako organismy.

DAF je v současnosti nejlepší metodou k odstraňování fytoplanktonu. Za stejných podmínek je mnohem účinnější než sedimentace, která k dosažení stejného výsledku potřebuje vyšší dávky koagulantů, delší retenční časy a větší prostor. Z uvedených výsledků je zřejmé, že nelze jednoduše srovnávat účinnosti metod ani u stejných organismů. Každá studie je zpracována zcela jedinečně, nikdy nelze nastavit stejné podmínky a tudíž ani udané účinnosti nejsou absolutní. Často i samotný autor poukazuje na množství faktorů, které neumožňují dosáhnout stejné účinnosti.

5 ODSTRAŇOVÁNÍ ŘAS FLOTACÍ ROZPUŠTĚNÝM VZDUCHEM

V odstraňování fytoplanktonu se autoři hned po sinicích věnují řasám. Ty stejně jako sinice způsobují zákal a významně zhoršují organoleptické vlastnosti vody. Řasy rovněž produkují toxiny, které mohou ohrozit lidské zdraví, navíc způsobují problémy v distribučních sítích a v čistírnách, resp. úpravnách vod. Toxiny mohou mít negativní vliv na CNS a trávící soustavu, řasy často ucpávají filtry v úpravnách vod. Řasy jsou specifické svou morfologií a budou se odstraňovat jinak než sinice, parametry procesu by měly být nastaveny právě na účinné odstranění řas. Řasy se díky své struktuře odstraňují snáz než sinice, v procesu úpravy vody lze řasy odstranit i mechanicky, čehož se využívá při odstraňování řas z přehrad a nádrží.

Řasy jsou ve srovnání se sinicemi výživnější a lépe stravitelné zooplanktonem, který její spásá, navíc se řasa *Chlorella* používá jako přídatek do krmných směsí a léčiv a využívá se i v kosmetice. *Chlorella* je ceněna jako potravina i jako potravinový doplněk. Pročišťuje organismus, posiluje imunitní systém, odvádí těžké kovy z těla a je nejlepším zdrojem chlorofylu. Navíc se cíleně vysazuje do eutrofizovaných vod, protože inkorporuje přebytečný dusík do vlastní biomasy, kterou lze snadno mechanicky odstranit. Přes všechny tyto klady jsou řasy v surové vodě určené k úpravě značným problémem, který je třeba řešit.

Stejně jako u odstraňování sinic je v procesu úpravy vody nejdůležitější destabilizace částic, neboli fáze koagulace a flokulace. Důraz se proto klade na typ a dávku koagulantu, dobu a intenzitu flokulace, stejně tak i na dobu flotace a recirkulační poměr.

5.1 Podmínky aglomerace

Odstraňování řas flotací rozpuštěným vzduchem pracuje na stejném principu jako odstraňování sinic. Jedná se o organismy o nízké hustotě s tendencí vznášet se, proto je jednodušší odstranit je flotací než sedimentací. Nastavení parametrů je stejně důležité jako v předchozím případě. Používají se klasické koagulanty jako síran hlinitý, chlorid železitý a PAC. Již z odstraňování sinic vyplývá vhodné nastavení procesu: krátká a intenzivní flokulace, recirkulační poměr do 10 % a na závěr písková filtrace.

5.1.1 Koagulace

Dávka koagulantu ovlivňuje účinnost flotace obecně, nejen při odstraňování řas. Při vynechání koagulantu, nebo při použití malých dávek je odstraněno velmi malé množství částic. Nejčastěji se používají koagulanty síran hlinitý a železitý, chlorid železitý a PAC. Síran hlinitý při pH 6,5 je neúčinnější v koncentraci 10 mg/l. Při použití této dávky bylo odstraněno flotací 96,8 % zelené řasy *Chlorelly vulgaris* a 99,8 % rozsivky *Cyclotelly*. Při dávce 10-15 mg/l síranu hlinitého byla zjištěna účinnost odstranění řas (*Chlorelly* a *Cyclotelly*) 99,35 % [22]. K odstranění řas lze doporučit koagulant síran hlinitý v optimální dávce 10 mg/l, při které dokáže odstranit 99-99,9 % přítomných řas [23]. Účinnost odstranění řas při použití optimální dávky PAC (0,5-1 mg/l) byla 97-99 % [22].

Lze použít i jiné koagulanty, chlorid železitý či jiné předpolymerované koagulanty, postupem času se však objevují i novější možnosti. Ve studii [31] byly při odstraňování řasy *Scenedesmus quadricauda* porovnány tři povrchově aktivní látky, resp. lapače, N-Cetyl-N-N-N-trimethylamonium bromid (CTAB), anionový dodecylsulfát sodný (SDS) a neionový Triton X-100. SDS odstranil pouze 10 % řas, Triton X-10 zaujal účinností 90 %. Také jiní autoři [32] potvrzují účinnost CTAB. Roztok o koncentraci 100 mg/l odstranil 90 % přítomných řas, přičemž SDS o stejné koncentraci odstranil jen nepatrné množství řas. Jako výhodný se projevil i Chitosan, který při koncentraci 10 mg/l odstranil 95 % řas.

5.1.2 Flokulace

Aby flokulace vytvořila vhodné vločky pro flotaci, je třeba zvolit vhodnou intenzitu míchání a retenční čas. Flotace nejlépe odstraňuje vločky malé, ale pevné struktury, ty vznikají krátkou a intenzivní flokulací. Důležitější je intenzita flokulace, na délce příliš nezáleží. K vytvoření požadovaných vloček pro flotaci se velmi často používá retenční čas 5-6 minut, oproti 20 minutám pro sedimentaci.

Význam flokulace lze ukázat na příkladu [22]. Při délce flokulace 5 minut bylo flotací odstraněno 99,7 % řas, oproti procesu bez flokulace, kdy byla účinnost procesu 99,2 %. Při teplotě 4°C se účinnost DAF jasně zlepšila, při flokulaci po 5 minut bylo odstraněno 99,2 %, kdežto bez použití flokulace pouze 74,8 % řas. Při tak nízkých teplotách účinnost sedimentace výrazně klesá, flotace stále dosahuje výborných výsledků. Tím je flotace výhodná pro úpravu vody v jakémkoliv období. Zatímco účinnost sedimentace v zimě klesá, účinnost flotace není ovlivněna změnami teplot.

Účinnost odstranění řas flotací při dávce 10 mg/l síranu hlinitého po 5ti minutové flokulaci činila v prvním případě u *Chlorelly* 96,8 %, u *Cyclotelly* 99,8 % [22]. Jiných výsledků bylo ovšem dosaženo při stejné dávce totožného koagulantu i stejně dlouhé flokulaci – DAF odstranila 99-99,9 % přítomných řas [23]. Z uvedeného opět vyplývá nepoměr výsledků při téměř stejných podmínkách. Přestože jsou výsledky vynikající a velmi podobné, nelze je

považovat za absolutní. Stejně podmínky a dva různé výsledky dosvědčují, že nikdy nelze dosáhnout stejných výsledků.

Z výsledků závislosti účinnosti odstranění *Chlorelly* na délce flokulace při použití 10 mg/l síranu hlinitého vyplývá minimální vliv délky flokulace na odstranění částic [23]. Význam flokulace je zřejmý: je-li zařazena, účinnost procesu se zvyšuje, délka je už podřadný parametr. Doba flokulace pro sedimentaci se pohybuje kolem 20-30 minut, aby se vytvořily dostatečně velké vločky k usazení. Flotace je i tomto ohledu více ekonomická, nejnižší účinná doba flokulace pro flotaci je 5-6 minut.

5.2 Flotace

Parametry flotace jsou obdobné jako při odstraňování sinic, opět se jedná o organismy s nízkou hustotou a flotace je v tomto případě velmi účinnou metodou k jejich odstranění. Účinnost flotace je dána odstraněním buněk řas nebo chlorofylu-a. Přitom záleží na odstraňovaných řasách, účinnost odstranění u každého druhu bude jiná. Nesmíme opomenout ani nastavení procesu – koagulant, dávka, intenzita flokulace – to všechno jsou parametry, které dohromady tvoří konečný výsledek.

Při použití optimální dávky síranu hlinitého 10 mg/l byl 5 minutovou flokulací s následnou flotací snížen zákal z 1,96 na 0,26 NTU, a odstraněno 96,8 % zelené řasy *Chlorelly* a 99,8 % rozsivky *Cyclotelly*. Při použití předpolymerovaného koagulantu (0,5-1 mg/l PAC) bylo dosaženo zbytkového zákalu 0,2-0,3 NTU a 97-99 % odstraněných řas [22]. Výsledky flotace rozpuštěným vzduchem jsou vynikající, velkou měrou však přispívá vhodný koagulant a optimální dávka.

Edzwald [23] názorně vyjádřil lepší účinnost flotace nad sedimentací. Flotace je mnohem účinnější při odstraňování řas i zákalu než sedimentace. Při nižších teplotách (4°C) byla účinnost sedimentace výrazně snížena, účinnost DAF zůstala stále výborná. I při nepoměru doby flokulace – 5 minut pro DAF a 20 minut pro sedimentaci – stejně lepších výsledků dosáhla flotace. Při recirkulačním poměru 8 % bylo odstraněno 99-99,9 % přítomných řas, čímž byl potvrzen optimální recirkulační poměr do 10 %. Sedimentace dokázala odstranit 90-99 % řas, tedy opět nižší účinnost oproti DAF. Vynikající výsledky flotace rozpuštěným vzduchem činí tuto metodu nejúčinnější k odstraňování řas. Finanční, prostorové a časové úspory ve srovnání se sedimentací poukazují na výbornou investici do inovace procesu.

5.3 Použité řasy

K získání informací o odstraňování řas flotací rozpuštěným vzduchem jsou často používány zelená řasa *Chlorella vulgaris* a rozsivka *Cyclotella*. Hojně se vyskytují v jezerech a přehradách a není těžké je vypěstovat v laboratoři, jedná se tedy o zcela reprezentativní vzorky fytoplanktonu. Z výsledků studií lze předpokládat, že mírně vyšší účinnosti bude flotace dosahovat u rozsivky *Cyclotelly*. Odstranění 99,8 % *Cyclotelly* i 96,8 % *Chlorelly* však dokazují strukturu vhodnější k odstranění více než kolonie sinic. Opět se dostává do popředí nezbytná charakteristika zkoumaných druhů, míra odstranění závisí na konkrétních parametrech – tvar, velikost, hustota, pohyblivost, atd. Odstranění řas až 99 % jistě svědčí o tom, že vhodné nastavení činí flotaci rozpuštěným vzduchem nejlepší metodou k odstranění řas.

6 ODSTRAŇOVÁNÍ ZÁKALU FLOTACÍ ROZPUŠTĚNÝM VZDUCHEM

Přítomnost sinic a řas je vždy podložena výskytem zákalu, většina autorů se tedy při odstraňování fytoplanktonu zabývá zároveň i odstraňováním zákalu. Jedná se o zhoršení organoleptické vlastnosti vody, vegetační zbarvení navíc indikuje rozvíjející se eutrofizaci, a proto je třeba věnovat zákalu dostatek pozornosti. Poněkud nesprávně se však koncentrace buněk dává do přímé závislosti se zákalem, přesnější je při odstraňování buněk stanovení počtu částic. Zákal se udává v jednotkách NTU nebo FTU. Flotace rozpuštěným vzduchem dokáže zákal úspěšně odstranit, výhodná je však především do zákalu 100 NTU.

6.1 Podmínky aglomerace

K odstraňování zákalu je vhodné použít jakýkoliv hlinitý nebo železitý koagulant, ani použití předpolymerovaného koagulantu ovšem není výjimkou. Podle [22] jsou nejvhodnější koagulanty síran hlinitý a polyaluminium chlorid (PAC). Oba koagulanty dokáží odstranit vysoké procento zákalu, při vysokých hodnotách je účinnější síran hlinitý. 10 mg/l síranu hlinitého snížilo zákal z 1,96 na 0,26 NTU [22]. V jiné literatuře [34] se uvádí, že dávka 55 mg/l síranu hlinitého sníží jakýkoliv výchozí zákal pod hodnotu 0,6 NTU. Výborných výsledků dosahoval i PAC: přídavkem 0,5-1 mg/l PAC byl zákal snížen z 1,96 na 0,2-0,3 NTU [22], koncentrace 25 mg/l PAC úspěšně odstranila zákal 5 NTU [33]. Hodnocen byl i chlorid železitý, při dávce 15 mg/l (5-50 mg/l podle typu vody) byl flotací snížen zákal z 5 na 0,9 NTU [33]. Velmi účinný při odstranění i vysokého zákalu je síran hlinitý, doporučit lze PAC a železité koagulanty, které rovněž dostatečně odstranily zákal.

6.2 Flotace

Při zákalech 30-90 NTU se DAF prokázala jako schopná metoda k dosažení vhodné kvality vody, doporučuje se však zařadit pískovou filtraci nebo předsedimentaci. Úprava vody na řece Meuse [33] zahrnovala flotaci rozpuštěným vzduchem s následnou pískovou filtrací. Zákal byl snížen z původní koncentrace 0,7 na 0,04 FTU, jedná se o 94% účinnost. Při zapojení pískové filtrace za flotaci byl zákal snížen z 0,7 na 0,04 FTU, což odpovídá účinnosti 94 %. Po flotaci a filtraci bylo dokonce odstraněno 99,5 % částic. Písková filtrace velmi příznivě působí na odstraňování řas, ale i zákalu, který způsobují.

Srovnáním se sedimentací [17] dosahuje flotace lepších výsledků při nižší dávce koagulantu. Stejných výsledků obě metody dosáhly při dávkách 8 mg/l pro flotaci a 12 mg/l pro sedimentaci. K porovnání účinnosti flotace a sedimentace byla v [35] použita surová voda se zákalem 50, 100, 200 a 300 NTU. Z výsledků vyplývá, že sedimentace je účinnější v odstraňování zákalu stejně jako částic, než flotace rozpuštěným vzduchem. V případě s předsedimentací byla použita voda se zákalem 300 NTU. Zákal se po přidání 62,5 mg/l síranu hlinitého sedimentací snížil na 4,5 NTU. Nejúčinnější v případě vysokého zákalu vody je použití předsedimentace s flotací rozpuštěným vzduchem.

Pro testy v plném rozsahu úpravy vody byla použita surová voda o zákalu 137 NTU [35]. Při dávce 42,5 mg/l síranu hlinitého byl odstraněn zákal z 94,4 %, 35 mg/l PAC odstranilo 90,1 % zákalu. Použití předsedimentace se ukázalo jako velmi výhodné, při dávce 40 mg/l síranu hlinitého zákal klesl na 1,4 NTU, účinnost odstranění tedy byla 98,9 %. Tato voda byla ještě upravena flotací, přidáním 5 mg/l síranu hlinitého klesl zákal na 0,45, při dávce 10 mg/l

na 0,425 NTU. Zařazení předsedimentace do procesu úpravy vody je při odstraňování zákalu flotací rozpuštěným vzduchem velmi doporučené.

Flotace rozpuštěným vzduchem účinně odstraňuje zákal, který sinice a řasy svým výskytem způsobují, na tuto účinnost má vliv spousta parametrů. Vysoký zákal lépe odstraňuje sedimentace. K dosažení nejvyšší účinnosti se doporučuje kombinace obou metod, a to předsedimentace a následná flotace rozpuštěným vzduchem [34]. Při zapojení jiných metod se velmi výhodnou jeví kombinace flotace rozpuštěným vzduchem, ozonizace, biologická filtrace a chloraminace [35].

ZÁVĚR

Fytoplankton, jakožto organismy s tendencí vznášet se, je účinně odstraňován flotací rozpuštěným vzduchem. Tato metoda odstraňuje hydrofóbní částice a látky s nízkou hustotou tak, že se na ně naváží mikrobublinky vzduchu a vynáší je na hladinu. Princip je vlastně opačný od sedimentace, kterou flotace může v procesu úpravy vody nahradit. Jelikož se jedná o inovaci vodárenských separačních metod, často se setkáme se srovnáváním jejich účinností.

Při použití jakékoliv separační metody zůstává nejdůležitější částí aglomerační fáze. Koagulace k neutralizaci náboje a flokulace k vytvoření vhodných vloček. Bez této části jsou obě metody velmi málo účinné. Stěžejním se stává výběr koagulantu a jeho dávka. Hlinité nebo železité soli jsou dostatečné, velmi často se používá síran hlinitý a železitý, výhodou je jistě použití předpolymerovaných koagulantů. Předpolymerovaný koagulant, nejčastěji polyaluminium chlorid (PAC), se dává v jednotkách mg/l, pracuje v širokém rozmezí pH a je účinnější než monomery. Flokulace slouží k vytvoření vhodných vloček. Účinnost flotace nezávisí na velikosti, ale spíše na charakteru vločky, na její struktuře. Tomu odpovídá krátké, ale intenzivní míchání. Výsledek je do značné míry ovlivněn i parametry flotace. Jedním z nejdůležitějších faktorů je recirkulační poměr, který určuje velikost a množství bublin vzduchu, a tím účinnost zachycení bublin na částice. Doporučený recirkulační poměr je do 10 %.

Nastavení podmínek procesu ovlivnit lze, v čem se však jednotlivé studie vždy liší je druh vody. Konkrétně organické látky zvyšují spotřebu koagulantu, protože koagulant nejprve reaguje s přítomnou organickou hmotou. Posledním kritériem účinnosti procesu jsou samotné buňky sinic nebo řas. Nejčastěji studovanou sinicí je *Microcystis aeruginosa*, která se často používá uměle vypěstovaná. V přírodě vytváří kolonie, které nelze v laboratoři vytvořit, a tím se nabízí otázka účinnosti flotace v případě koloniální formy. Kolonie by však měly být ještě lépe separovatelné, než samotné buňky.

Srovnávání účinností odstranění různých druhů za různých podmínek by bylo více než neopatrné. Nikdy nelze nastavit stejné podmínky, proto jsou jednotlivé výsledky pouze relativní. Navíc velmi záleží na výchozí koncentraci, bez této informace nelze srovnávat procenta účinnosti. Flotaci rozpuštěným vzduchem lze k odstranění fytoplanktonu vřele doporučit, při nastavení optimálních podmínek je tato metoda velmi účinná. Při odstraňování buněk organismů je třeba dbát na to, aby technologické procesy nenarušily integritu buněk.

SEZNAM POUŽITÝCH ZDROJŮ

- [1] Stendahl, K.: *Příručka pro čištění a úpravu vody*, Přerov Kemifloc, 1996, 133 s.
- [2] Sobota, J.: *Vodárenství a stokování, 2. část, Stokování*, Studijní texty předmětu Vodárenství a stokování, ČZU, Praha, 2006, 17 s.
- [3] Zábranská, J. a kol.: *Laboratorní metody v technologii vody*, 1. vyd. VŠCHT Praha, 1997, 168 s. ISBN 80-7080-282-3
- [4] Ambrožová, J.: *Aplikovaná a technická hydrobiologie*, 1. vyd. VŠCHT Praha, 2001, 226 s. ISBN 80-7080-463-7
- [5] Hendricks, D. W.: *Water Treatment Unit Processes: Physical and Chemical*, Taylor & Francis Group, 2006, 1266 s. ISBN 0-8247-0695-1
- [6] envi-pur s.r.o.: *Úpravny vody – flotace rozpuštěným vzduchem*, poslední revize 28. 2. 2008, [cit. 3. 4. 2008], dostupné z: <<http://www.envi-pur.cz/main.php?lang=0&menu=2&page=14>>
- [7] BSL Global water solutions: *DAF for water treatment*, [cit. 3. 4. 2008], dostupné z: <http://www.bslwater.com/daf_water_treatment.php?page=dafwatertreatment&lang=eng>
- [8] Dolejš, P.: Flotace rozpuštěným vzduchem (DAF) pro úpravu pitné vody a její první provozní realizace v ČR. *Vodní hospodářství*, 2006, roč. 4, str. 99-102, ISSN 0507–214X
- [9] Rodrigues, R. T., Rubio, J.: DAF–dissolved air flotation: Potential applications in the mining and mineral processing industry. *International Journal of Mineral Processing*, 2007, vol. 82, no. 1, pp. 1-13, ISSN 0301-7516
- [10] Burianová, J.: *Vliv provozních parametrů flotace na separační účinnost úpravny vody Mostiště*, Sborník soutěže Studentské tvůrčí činnosti Student 2006 a doktorské soutěže O cenu děkana 2005 a 2006, Sekce STČ 2006, str. 9-14
- [11] Huisman, J., Pham, Thi N. N., Karl, D. M., Sommeijer B.: Reduced mixing generates oscillations and chaos in the oceanic deep chlorophyll maximum. *Nature*, 2006, vol. 439, pp. 322–325, ISSN 0369-3392
- [12] Sinice a řasy, [online], poslední revize 30. 4. 2007, [cit. 17. 4. 2008], dostupné z: <<http://www.sinicearasy.cz/pokr/sinice>>
- [13] Krměčık, P., Kysilka, J.: Cyanotoxiny rozdělení, [online], 2007, [cit. 17. 4. 2008], dostupné z: <<http://www.biotox.cz/toxikon/sinice/toxiny.php>>

- [14] Znachor, P., Sládek, T.: Sinice a vodní květ, Skutečnost, mýty a současná situace. *Strany potápěčské*, [online], [cit. 17. 4. 2008], dostupné z: <<http://www.stranypotapecske.cz/teorie/sinice.asp>>, ISSN 1214-0945
- [15] Han, M., Kim, T.I., Kim, J.: Effects of floc and bubble size on the efficiency of the dissolved air flotation (DAF) process. *Water Science and Technology*, 2007, vol. 56, no. 10, pp. 109-115, ISSN 0273-1223
- [16] Teixeira, M. R., Rosa, M. J.: Comparing dissolved air flotation and conventional sedimentation to remove cyanobacterial cells of *Microcystis aeruginosa*. Part I: The key operating conditions. *Separation and Purification Technology*, 2006, vol. 52, no. 1, pp. 84-94, ISSN 1383-5866
- [17] Teixeira, M. R., Rosa, M. J.: Comparing dissolved air flotation and conventional sedimentation to remove cyanobacterial cells of *Microcystis aeruginosa*. Part II: The effect of water background organics. *Separation and Purification Technology*, 2007, vol. 53, no. 1, pp. 126-134, ISSN 1383-5866
- [18] Vlaški, A., van Breemen, A.N., Alaerts, G.J.: Optimisation of coagulation conditions for the removal of cyanobacteria by dissolved air flotation or sedimentation. *Journal of Water Supply: Research Technology-Aqua*, 1996, vol. 45, no. 5, pp. 253-261, ISSN 0003-7214
- [19] Vlaški, A., van Breemen, A. N., Alaerts, G. J.: The role of particle size and density in dissolved air flotation and sedimentation. *Water Science and Technology*, 1997, vol. 36, no. 4, pp. 177-189, ISSN 0273-1223
- [20] Bunker, D. Q. Jr, Edzwald, J. K. , Dahlquist, J., Gillberg, L.: Pretreatment considerations for dissolved air flotation: Water type, coagulants and flocculation. *Water Science and Technology*, 1995, vol. 31, no. 3-4, pp. 63-71, ISSN 0273-1223
- [21] Zeleznik, M. J., Segatta, J. M., Lu-Kwang, J.: Polyethyleneimine-induced flocculation of cyanobacterium *Anabaena flos-aquae* for gas vesicle production. *Enzyme and Microbial Technology*, 2002, vol. 31, no. 7, pp. 949-953, ISSN 0141-0229
- [22] Edzwald, J. K., Wingler B. J.: Chemical and physical aspects of dissolved-air flotation for the removal of algae. *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua*, 1990, vol. 39, pp. 24-35, ISSN 0003-7214
- [23] Edzwald, J. K.: Algae, bubbles, coagulants, and dissolved air flotation, *Water Science and Technology*, 1993, vol. 27, no. 10, pp. 67-81, ISSN 0273-1223
- [24] Roh, S. H., Kwak, D. H., Jung, H. J., Hwang, K. J., Baek, I. H., Chun, Y. N., Kim, S. I., Lee, J. W.: Simultaneous removal of algae and their secondary algal metabolites from water by hybrid system of DAF and PAC adsorption. *Separation Science and Technology*, 2008 vol. 43, no. 1, pp. 113-131, ISSN 0149-6395

- [25] Teixeira, M. R., Rosa, M. J.: Integration of dissolved gas flotation and nanofiltration for *M. aeruginosa* and associated microcystins removal, *Water Research*, 2006, vol. 40, no. 19, pp. 3612-3620, ISSN 0043-1354
- [26] Montiel, A. Welté, B.: Preozonation coupled with flotation filtration: Successful removal of algae. *Water Science and Technology*, 1998, vol. 37, no. 2, pp. 65-73, ISSN 0273-1223
- [27] Nakamura, T., Adachi, Y., Suzuki, M.: Flotation and sedimentation of a single *Microcystis* floc collected from surface bloom. *Water Research*, 1993, vol. 27, no. 6, pp. 979-983, ISSN 0043-354
- [28] Vlaški, A.: *Microcystis aeruginosa* Removal by dissolved air flotation (DAF) – Options for Enhanced Process Operation and Kinetic Modelling, Doctoral Thesis, International Institute for Infrastructure, Hydraulic and Environmental Engineering, University of Technology, Delft, 1997, [online], [cit2. 5. 2008] Dostupný z: <http://books.google.com/books?id=sLz5FXY9JmcC&pg=PA27&lpg=PA27&dq=dissolved+air+flotation+phytoplankton&source=web&ots=PrHDLblj57&sig=RcZtx86jrkJ6iOpeK_3iGZ04IOU>
- [29] Vlaški, A., van Breemen, A. N., Alaerts, G. J.: The algae problem in the Netherlands from a water treatment perspective. *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua*, 1996, vol. 45, no. 4, pp. 184-194, ISSN 0003-7214
- [30] Chorus, I., Bartram, J.: *Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*, [online], cit. [4. 5. 2008], dostupné z: <http://www.who.int/water_sanitation_health/resourcesquality/toxiccyanbact/en/>
- [31] Chen, Y. M., Liu, J. C., Yih-Hsu Ju: Flotation removal of algae from water. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 1998, vol. 12, no. 1, pp. 49-55, ISSN 0166-6622
- [32] Phoochinda, W., White, D.A., Briscoe, B. J.: An algal removal using a combination of flocculation and flotation processes. *Environmental Science and Technology*, 2004, vol. 25, no. 12, pp. 1385-1395, ISSN 0013-936X
- [33] van Puffelen, J., Buijs, P. J., Nuhn, P. N. A. M., Hijnen, W. A. M.: Dissolved air flotation in potable water treatment: The Dutch Experience. *Water Science and Technology*, 1995, vol. 31, no. 3-4, pp. 149-157, ISSN 0273-1223
- [34] Arora, H., DeWolfe, J. R., Lee, R. G., Grubb, T. P.: Evaluation of dissolved air flotation process for water clarification and sludge thickening. *Water Science and Technology*, 1995, vol. 31, no. 3-4, pp. 137-147, ISSN 0273-1223
- [35] Kwon, S. B., Ahn, H. M, Ahn, C. J., Wang, C. K.: A case study of dissolved air flotation for seasonal high turbidity water in Korea. *Water Science and Technology*, 2004, vol. 50, no. 12, pp. 245-253, ISSN 0273-1223

[36] Johnson, B. A., Gong, B., Bellamy, W., Tran, T.: Pilot plant testing of dissolved air flotation for treating Boston's low-turbidity surface water supply. *Water Science and Technology*, 1995, vol. 31, no. 3-4, pp. 83-92, ISSN 0273-1223

SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK A SYMBOLŮ

DAF – dissolved air flotation, flotace rozpuštěným vzduchem

PAC – polyaluminium chlorid

WAC – typ předpolymerovaného koagulantu

PEI – polyethylenimin

NTU – jednotka zákalu

FTU – jednotka zákalu

TOC – total organic carbon, celkový organický uhlík

DOC – dissolved organic carbon, rozpuštěný organický uhlík

NF – nanofiltrace

SDS – anionový dodecylsulfát sodný

CTAB – N-Cetyl-N-N-N-trimethylamonium bromid

SEZNAM PŘÍLOH

1. Flotátor, [cit. 16. 4. 2008], dostupné z: <http://www.in-eko.cz/vyroba_en/ft_en.html>
2. Flotační jednotka s trubkovým směšovačem a kompresorem, [cit. 16. 4. 2008], dostupné z: <<http://www.asio.cz/>>
3. Detail vyflotované pěny – znečištění z odpadní vody na flotační jednotce, [cit. 16. 4. 2008], dostupné z: <<http://www.asio.cz/>>
4. *Microcystis*, Matilda Bay, Swan-Canning Estuary, Western Australia, [cit. 16. 4. 2008], dostupné z: <http://www.ozcoasts.org.au/indicators/econ_cons_algal_blooms.jsp>
5. *Microcystis aeruginosa*, Lake Bryan, Texas, 29. 7. 1999, [cit. 16. 4. 2008], dostupné z: <<http://www.dartmouth.edu/~mjwargo/algae.html>>
6. České Údolí u Plzně, 17. 8. 2004, [cit. 16. 4. 2008], dostupné z: <http://www.fytoplankton.cz/fytofoto.php?locality_foto=0016>

PŘÍLOHY



1. Flotátor



2. Flotační jednotka s trubkovým směšovačem a kompresorem



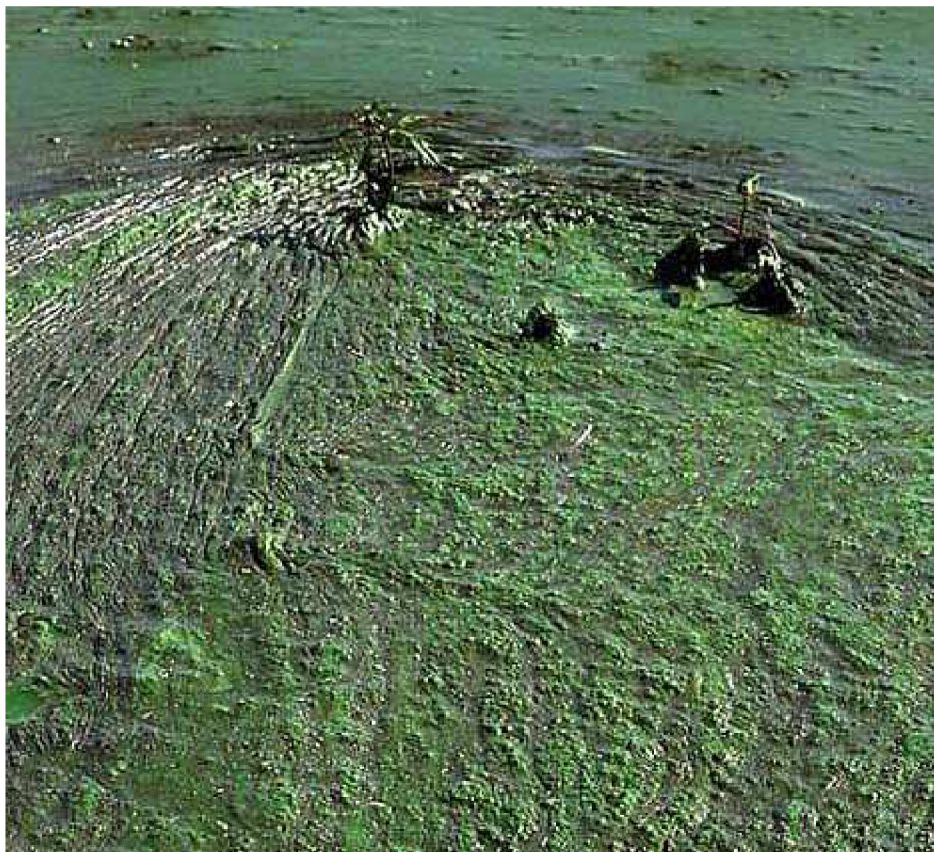
3. Detail vyflocované pěny – znečištění z odpadní vody na flotační jednotce



4. *Microcystis*, Matilda Bay, Swan-Canning Estuary, Západní Austrálie



5. *Microcystis aeruginosa*, Lake Bryan, Texas, 29. 7. 1999



6. České Údolí u Plzně, 17. 8. 2004