

Kvetení sinic a hypertrofie vodních nádrží se zvláštním zřetelem na řeku Želivku

Vladimir Novotny¹ (překlad Kamila Hajdlová, Jindřich Hönl)

Abstrakt

Článek upozorňuje na potenciální hypertrofní problémy vodárenské nádrže Švihov na řece Želivce v důsledku zatížení živinami z bodových i difúzních zdrojů. Tato nádrž je hlavním zdrojem vody pro hlavní město Prahu. Zmiňovaný problém se vyskytuje na mnoha nádržích a rybnících v České republice a má celkově nepříznivý dopad na vodohospodářské i rekreační užívání českých a moravských nádrží. Dále pak ohrožuje život ve vodě. Hypertrofie se vyznačuje kvetením cyanobakterií.

Článek uvádí zdroje živin a potenciální hrozby pro vodní nádrže, úpravy vod a vlivy na zdraví. Je zde nastíněna a diskutována nutnost koordinovaného mezioborového výzkumu a také realizační plán.

Klíčová slova: Vodárenské nádrže, sinice (cyanobakterie), kvetení sinic, eutrofizace, hypertrofie, dusík, fosfor, plán praktických opatření, difúzní znečištění

Úvod

V České republice existuje více než 24.000 umělých nádrží, počínaje několik staletí starými rybníky a konče hlubokými stratifikovanými nádržemi, které byly postaveny převážně před padesáti až sedmdesáti lety. Na rozdíl od umělých nádrží se vyskytuje pouze pět malých přírodních jezer (Hejzlar, 2006). Stejně tak jako v mnoha jiných zemích tak i v České republice jsou nádrže zdrojem pitné vody pro obyvatelstvo a důležitost jejich ochrany je na nejvyšší úrovni. Nicméně nedávné hrozby rozsáhlého přísunu živin a budoucí hrozby globálního oteplování představují významný problém nejen pro vodohospodáře, ale pro celou populaci. Situace je obzvláště problematická v České republice, kde se za posledních třicet let kvalita vody většiny vodních nádrží zhoršila natolik, že běžné užívání těchto vod pro rekreaci a dodávky vody je silně narušeno nebo existuje hrozba, že v blízké budoucnosti by mohla být tato situace kritická. Toto narušení je zapříčiněno masivním kvetením modrozelených sinic známých také jako cyanobakterie. Odhaduje se, že kvetení sinic nyní narušuje 70 % až 80% vodních nádrží v České republice (Hejzlar, 2006; Babica a kol., 2006), včetně legendárního Máchova Jezera. Autor tohoto článku považuje i další vodní útvary v České republice za vážně narušené cyanobakteriemi (např. Brno a Novomlýnské nádrže).

Umělé vodní nádrže jsou víceúčelové vodní zdroje a jejich různá využití mohou často představovat konflikt. Nejdůležitější využití jsou dodávka vody, rekreace (jak na vodě, tak i ve vodě), poskytování přirozeného prostředí a podmínek pro vyrovnaný život ve vodě a protipovodňová opatření. První tři uvedená využití jsou vyžadována národními

¹ profesor, katedra stavebního a ekologického inženýrství, Severovýchodní (Northeastern) Univerzita, Boston 02115, USA (na vědecké dovolené 2008 - 2009). Specialista Fulbrightovy nadace.

a mezinárodními předpisy jako například Rámcové směrnice EU pro vodní politiku nebo americký zákon o vodách.

Jiná využití zahrnují plavbu, poskytování vody pro zavlažování, ochlazování a přijímání jistého množství znečištění, které nebude poškozovat život ve vodě nebo lidské zdraví. Mnoho vodních nádrží bylo poškozeno v důsledku nadměrného kombinovaného užívání těchto vod a zároveň jejich přirozeného stárnutí, což vše vedlo k omezení ekologických funkcí. Ekologická životnost nádrží je limitována často na několik desítek let od jejich naplnění a to v důsledku narůstajícího usazování sedimentů způsobených erozí přírodního terénu a nebodových (difúzních) zdrojů znečištění.

Hlavní město Praha získává zhruba 70% dodávky vody z vodní nádrže Švihov na řece Želivce. Kvalita vody řeky Želivky, vodní nádrže Švihov a dalších nádrží v daném povodí byla rozsáhle studována a zaznamenána (Hejzlar a kol., 2006). Tato zpráva Povodí Vltavy s.p., shrnující monitorování nádrže a povodí, skýtá bezútěšný obraz kvality vody v povodí nádrže Švihov s velkou možností rapidního a kritického zhoršení kvality vody v hlavní nádrži.

Výsledky byly potvrzeny monitorovací zprávou (Pečenka a kol., 2007). Velmi znepokojivé jsou koncentrace živin, které již v přednádražích nádrže Švihov (Sedlice, Němčice, Trnávka) vedou ke kvetení sinic a vysoký vstup živin ohrožuje samotnou nádrž Švihov, což představuje poslední překážku k závažnému stavu hypertrofie a potencionálnímu kolapsu dodávky vody do sítě. Systém řeky Želivky poskytuje vodu pro 1,2 milionu uživatelů pro oblast Velké Prahy a dále několik stovek tisíc uživatelů ze středních Čech a Vysočiny. Předpokládá se, že problém kvetení sinic v systému se již vymyká z rukou a bude se na něj muset pohlížet jako na krizový stav, který bude vyžadovat rozsáhlá a koordinovaná opatření v rozsahu celého povodí. Kvetení je důsledkem nadměrného obohacení toků a nádrží živinami např. dusíkem a fosforem, pocházejících jak z bodových tak i z difúzních zdrojů, avšak difúzní zdroje převládají.

Problém s obohacováním nádrží živinami

Eutrofizace je proces fotosyntetického bujení vodních ploch primární produkcí organické hmoty řasami a také cyanobakteriemi, které se vyvíjejí z oligotrofních a mezotrofních stavů do stavů eutrofních. Hodnoty těchto stavů jsou prezentovány v Tabulce č.1. V současném kontextu, „eutrofizace představuje přirozené i antropogenní přidávání živin do vodních ploch a efekt těchto přidaných živin na kvalitu vody“ (Rohlich, 1969). Stupně eutrofizace se mohou vztahovat k biomase řas nebo koncentracím chlorofylu *a* tak jak je uvedeno v Tabulce č.1.

Tabulka 1: Škála úživnosti vodních nádrží (zdroj: US EPA, 1974)

Kvalita vody	Oligotrofní	Mezotrofní	Eutrofní	Hypertrofní
P _{celk.} (µg/l)	<10	10-20	20-80	> 50
Chlorofyl <i>a</i>	<4	4-10	10-25	>>20
Hloubka viditelnosti Secchi disku (m)	>4	2-4	<2	<1
Hypolimnický kyslík (% saturace)	>80	10-80	<10	0

Vypočteno dle Carlsonova Indexu nastaveného na 60. Viz Novotny (2003)

Extrémní růst řas a cyanobakterii v nádržích způsobuje velké kolísání koncentrace rozpuštěného kyslíku v eufotické zóně epilimnionu a to v rozsahu variací mezi přesycením během hodin slunečního svitu a naopak nízkými hladinami kyslíku v brzkých ranních hodinách. Tyto mikroorganismy se usazují ve spodním hypolimnionu, kde respirační způsobují

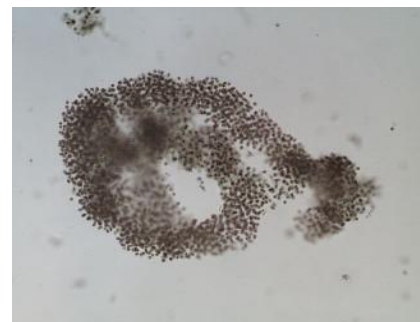
odběr kyslíku, což vede k anoxním či dokonce anaerobním stavům v intersticiální vrstvě mezi vodním sloupcem a sedimenty. Toto napomáhá uvolňování amoniaku, fosfátů, železa a manganu ze sedimentu, což snižuje použitelnost vody a dokonce znemožňuje užití nádrží pro vodárenské účely. Tyto účinky jsou dobře známé a dokud nejsou vodní plochy eutrofní, úpravy vod mohou narůstající organickou hmotu za určitou cenu zvládat.

Přestože eutrofizace může být přirozeným procesem, obvykle je tento proces urychlován antropogenní činností, nadměrným přísunem živin a globálním oteplováním. Původně se v literatuře a při posuzování organického obohacení vodních ploch používaly pouze tři stupně eutrofizace. S progresivním nárůstem dodávek živin ze zemědělství a z městských bodových i nebodových zdrojů po roce 1960, byl přidán stupeň *hypertrofie* a *hypertrofni* vodní plochy, což popisuje problematický posteutrofní stav vodních ploch projevující se extrémním rozšířením řas a obzvláště škodlivými druhy cyanobakterií (Freedman, 1995; Chorus a Barton, 1999; Pace a Groffman, 1998; Vollenweider a Kerekes, 1980). Za příznivých podmínek se mohou tyto organismy rozšířit v obrovském množství (Obrázek 1 a 2) známém jako vodní květ. "Květ" je ohromná koncentrace (10^4 - 10^6 buněk/l) jediného koexistentního druhu (Paerl, 1988), která se projevuje šlemem, selháváním filtračních systémů úpraven vod jejich ucpáváním, zápachem vody v důsledku anoxických podmínek, které se projevují produkováním sirovodíku a špatným estetickým dojmem. Převládají modrozelené řasy - cyanobakterie, které jsou obzvláště škodlivé pro ekosystém a lidské zdraví.



Obrázek 1: Nádrž Sedlice v systému řeky Želivky v období vodního květu cyanobakterií. Nafoceno v létě 2003 Biologickým centrem Akademie věd České republiky

Obrázek 2: *Microcystis aeruginosa* – běžná cyanobakterie tvořící vodní květ



Kvetení cyanobakterií může produkovat celou řadu toxinů (Carmichael a kol, 1985; Carmichael, 1992; Chorus a Barton; 1999; Bláha a kol., 2006; Bláha a Maršálek, 2009) a být v rozporu s užíváním těchto vodních ploch pro rekreaci (plavání, rybaření, plavba), jako zdroj pitné vody a pro jiné účely (Paerl a kol. 2001) vodních zdrojů (včetně komerčního rybolovu a akvakultury). Velmi hustý výskyt cyanobakterií ve vodních nádržích způsobuje nadměrnou spotřebu kyslíku a hypoxii vznikající rozkladem buněk a dále pak mohou způsobovat spotřebu kyslíku jejich vlastním heterotrofním metabolismem při nedostatku světla (Paerl a kol. 2001; Šejnová a Maršálek, 2006). Jak toxiny tak i anoxie způsobují, že nádrže se stávají nevhodnými pro bezobratlé živočichy (střední stupeň potravního řetězce) a populaci ryb (Paerl a kol. 2001; Paerl a Fulton 2006; Bláha a Maršálek, 2009). Jsou také toxické pro ptačstvo (Skočovská a kol., 2006), další organismy a pro člověka (Babica a kol., 2006; Bláha

a Maršálek, 2009). V důsledku toho se v mnoha sladkovodních živinami obohacených biotopech vyskytly paralelní hydrologické modifikace přehrad a jezer a cyanobakterie představují závažný a obtížný problém. Nastanou-li hypereutrofní podmínky, viditelnost Secchi disku často klesne pod 0.5 metru a hypolimnion ztratí kyslík, zatímco se v epilimnionu koncentrace rozpuštěného kyslíku projeví velkým kolísáním v průběhu dne; nadměrná saturace během dne a téměř úplná hypoxie v noci či za mračných dní.

Anoxický hypolimnion a kvetení řas mají také neblahý vliv na rybí populace v nádržích. Anoxický hypolimnion nezajišťuje vhodný přirozený biotop pro žádoucí ryby, které jsou nahrazovány populacemi ryb nežádoucích. Rasami produkované toxiny způsobené nárůstem vodního květu mohou také vést k úhynu ryb.

Fenomén řasového vodního květu a výskyt cyanobakterií je znám, studován a potírán již roky (Roehlich, 1969; Vollenweider a Kerekes, 1980; Bláha a Maršálek, 2009). V 80. letech bylo například obnoveno hypertrofní jezero Delavan ve Wiskonsinu trpící rozsáhlým kvetením řas. Jezero bylo revitalizováno a vyčištěno, včetně úpravy bodových a difúzních zdrojů fosforu v povodí, změny hydrauliky jezera a dále byl vytvořen břehový mokřad na horním toku. Zcela a důkladně byla vyhubena přemnožená populace kaprů a kaprovců maloústých, a následně nahrazena vyrovnanou rybí populací. Bylo provedeno srážení fosforu ve vodě a fixace sedimentů aplikací síranu hlinitého (Wisc. DNR, 1989). Nicméně teprve v posledních dvaceti letech dosáhl tento problém alarmujících rozměrů (Bláha a Maršálek, 2003; Znachor a kol., 2006) v celé České republice. Tabulka 2 ukazuje vlastnosti českých hypertrofních nádrží zamořených vodním květem cyanobakterií skládající se hlavně z *Microcystis spp.* Nejčastější druhy nalezené při průzkumu českých nádrží byly *Microcystis aeruginosa* (67%) (Obrázek 2) a *Anabaena flos-aquae* (20%) (Obrázek 3).

Tabulka 2: Hodnoty a rozsahy parametrů řas (sinic) kvetoucích v České republice

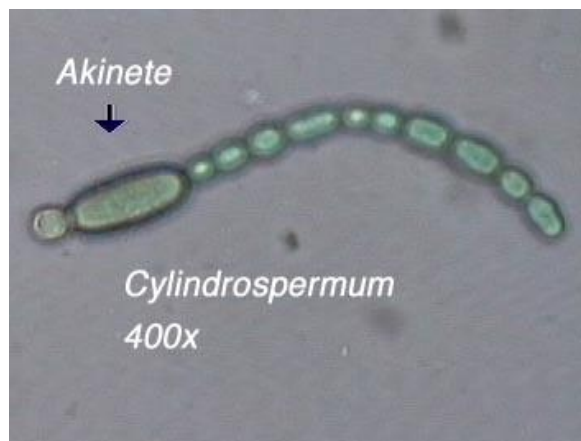
Parametr	Červenec		Srpen	
	Medián	Rozsah	Medián	Rozsah
Hloubka viditelnosti Secchi disku (m)	1,21	0,2 – 3,1	1	0,1 – 2,7
pH	8.0	7.4-9.9	9.2	7.2-10.3
Chlorofyl <i>a</i> (µg/l)	24	4 – 230	35	5 - 918
P _{celk.} (µg/l)	62	16 – 310	83	12 -671
N/P poměr	13,3	3 – 955	42	1 – 1623

zdroj: Znachor a kol. (2006)

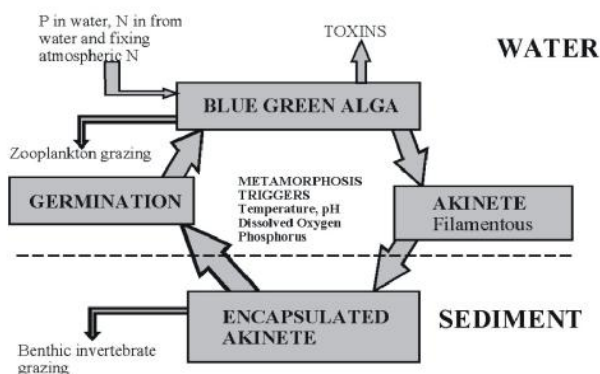
Hodnoty v Tabulce 2 odpovídají kritériím popsaným v Tabulce 1. Při definování kritérií si musíme uvědomit, že střední hodnoty naznačují, že 50% případů by bylo horších. Z tohoto důvodu jsou odpovídající kritéria nastavena s mírou bezpečnosti, v hodnotách odpovídajícím vyššímu percentilu pravděpodobnosti (nejméně 90 %), že nebudou překročeny. Tabulka 2 také ukazuje, že chlorofyl *a* biomasa řas v květu mohou dosáhnout mimořádně vysokých hodnot.

Idiosynkrazie (jedinečnost) cyanobakterií a hypertrofie

Abychom předcházeli a regulovali výskyt hypertrofie projevující se vodním květem cyanobakterií nebo dokonce extrémní eutrofizací, které jsou v rozporu s užíváním vodárenských nádrží, musíme porozumět specifickému chování těchto miliardy let starých a houževnatých mikroorganismů. Je známo, že tyto ubiquistické modrozelené řasy jsou jedny z prvních organismů na zemi a mohou jim být přičítány zásluhy za vnos kyslíku do atmosféry před třemi miliardami let. Cyanobaterie mají z ekologického a fyziologického hlediska několik důležitých vlastností, které je odlišují od jiných druhů řas a zajišťují jim výhody ve vodním ekosystému. Kromě produkování toxinů, ovládají svou plovatelnost, které jim umožňuje přesouvat se rychle mezi hlubšími vodami bohatšími na živiny a povrchovými vodami, kde může vodní květ zastínit neplovatelné druhy (Paerl a kol. 2001; Paerl a Fulton 2006; Bláha a Maršálek, 2009). Vlákniť a kolonie tvořící struktura kvetoucích druhů cyanobakterií znemožňuje spásání (c.f. Paerl a Fulton, 2006), a některé škodlivé druhy, např. *Anabaena* a *Aphanizomenon*, obě se nacházejí v českých nádržích (Znachor a kol., 2006; Zapomělová, 2006), jsou schopné přeměnit atmosférický N_2 na biologicky přístupnou amoniakální formu, což jim umožňuje obelstít podmínky s omezeným výskytem dusíku (Paerl a kol., 2001). Nejběžnější druh cyanobakterie v České republice, *Microcystis*, nemá schopnost vázat atmosférický dusík a nevytváří husté chráněné spory (Šejnohová a Maršálek, 2006). Kvetoucí cyanobakterie obecně upřednostňují teplé stratifikované vody (Fogg 1969; Vincent 1987; Paerl 1996), z tohoto důvodu se mohou stále více rozšiřovat v souvislosti s globálním oteplováním eutrofních/hypereutrofních vodních ploch. Mimo to mnoho druhů cyanobakterií má komplexní životní cyklus, který zahrnuje období klidu (spory, akinety), která jim umožňují přezimovat a přežít dlouhá období suboptimálních podmínek pro jejich růst (Šejnohová a Maršálek, 2006; Zapomělová, 2006).



Obrázek 3: Klidová fáze (akineta/spora) cyanobakterií (z www.botany.wisc.edu, 2007)



Obrázek 4: Životní stádia některých klíčových druhů modrozelených vodních řas

Tyto buňky mohou přezimovat v sedimentech dna a inokulovat vodní sloupec na jaře, často jako náhlé, prudce se šířící kvetení vody. Šejnohová a Maršálek (2006) popisují symbiotické životní cykly *Microcystis* mikroorganismů ve vodní sloupci a sedimentech. Přestože nejviditelnější forma těchto organismů je „hrášková polévka“ ve vodním sloupci, klíčové procesy probíhají v sedimentech. Tyto změny růstového prostředí souvisí s metamorfózou struktury mikroorganismu a také s metabolickými a ekofyziologickými nároky. V eufotické zóně vodního sloupce je zdrojem energie světlem podmíněná fotosyntéza, zatímco

v sedimentech, v tmavém prostředí je zdrojem energie organická hmota. Z tohoto důvodu jsou tyto organismy mixotrofní (Šejnohová a Maršálek, 2006). Na jaře a v létě jsou permanentní kolonie mikroorganismů sídlící v sedimentech zdrojem mikroorganismů pro vodní sloupec a na podzim jsou vodní kolonie částečně regenerovány koloniemi bentickými. Faktory, které ovlivňují invazi *Microcystis* (a také jiných cyanobakterií, např. *Anabaena*) jsou rozpuštěný kyslík, světlo a teplota u dna. *Microcystis* produkuje toxin microcystin, který byl zaznamenán v 80% českých nádržích zamořených *Microcystis* cyanobakterií a v 8% infikovaných nádržích, byl překročen standard pro toxin 1 µg/l (Babica a kol., 2006). Šejnohová a Maršálek (2006) také zaznamenali, že počet buněk *Microcystis*, v sedimentu hypertrofní brněnské nádrže byl o tři řády vyšší (10^9 buněk/l), než v kvetoucím vodním sloupci (10^6 buněk/l).

Anabaena a *Aphanizomenon*, další dominantní vláknité druhy cyanobakterií běžné v České republice, tvoří spory (akinety) (Obrázek 3). Tyto tlustostěnné buněčné formy jsou větší než vegetativní buňky a vznikají metamorfózou vegetativních buněk. Akinety obsahují velké množství živin jako třeba kapénkové lipidy. Ve vodě mohou germinovat a podporovat stávající populaci, a nebo se usadit v bentické vrstvě, kde přezimují či dokonce přežívají suché období (Zapomělová, 2006). Nicméně přežívání po delší dobu nebylo potvrzeno. Spory však nejsou jedinou formou, ve které se vláknité cyanobakterie usazují v sedimentu. Někteří vědci zpochybňují fakt, že transformace vegetativní vláknité formy do akinet je nutná pro přezimování a tvrdí, že větší množství mikroorganismů přezimuje ve vláknité formě.

V průběhu miliardy let dlouhé evoluce cyanobakteriím pomohly přežít jejich typické vlastnosti; cyanobakterie přežily dlouhá období nepříznivých podmínek, včetně mrazu, tepla, vysychání, nedostatku živin atd. Tyto jejich kompetiční výhody ovlivňují ekologii, kvalitu vody a biotopní vlastnosti vodní nádrže (např. Baker, 1999; Head a kol., 1999). Nicméně prahová úroveň pro reaktivaci spouštěcího impulsu stále ještě není dost dobře známá. Jak bylo vysvětleno, nejrozsáhlejší kvetení vody nastalo na již výše uvedeném jezeře Delevan po výrazné redukci obsahu fosforu, které bylo dosaženo regulováním bodových zdrojů vypouštěných do jezera, popíraje tak závěry tradičního Vollenweiderova eutrofizačního modelu (1975). Existující modely kvality vody (např. WASP-Eutro; AQUATOX, QUAL-2E) obvykle neberou v úvahu výslovně cyanobakterie. Pokud je zahrnují, dělají to zjednodušeným způsobem, jako oddělenou proměnnou ve vícedruhových či vícetřídních modelech s různými parametry hodnot, aby zobrazovaly jejich unikátní chování. Rychlost sedimentace může být zpomalena či zastavena, aby se docílilo vertikální hybnosti, konstanta „polosaturace“ dusíku může být zastavena, aby byl dusík schopen fixace a rychlost spásání může být zredukována nebo zastavena aby se docílilo odolnosti vůči spásání (např. Lung a Paerl, 1988; Robson a Hamilton, 2004). Nicméně přestože důležitost klidových stádií v sedimentech je známá již dlouho, není zahrnuta v eutrofizačních modelech. Tento fakt výrazně brání naší schopnosti dosáhnout TMDL (Total Maximum Daily Load)² nebo cílů Rámcové směrnice pro vodní politiku, která se zabývá vodním květem, či dokonce předvídat, když může takové kvetení vody nastat. *Hypertrofní stavy*, vytvořené vodním květem cyanobakterií se liší od eutrofních či lepších podmínek a budou vyžadovat důraznější opatření, než pouhé snížení vstupu nutrietů do vodní nádrže. Houževnatost těchto organismů dokonce i v drsnějších podmínkách, jako například roky s omezeným obsahem nutrietů ve vodě, dokazuje, že pokud jednou nastanou hypertrofní podmínky je těžké je později regulovat. Rozdíly, které stojí za zmínku jsou:

- Při kvetení vody bude epilimnion přesycen kyslíkem v průběhu dne a naopak bude mít nízké koncentrace kyslíku během večerních a nočních hodin, což povede

² poznámka překladatele: TMDL (Total Maximum Daily Load) – právní termín U.S. vodního zákona. Vyjadřuje maximální množství znečišťujících látek, které může vodní útvar pojmout, aby kvalita vody stále odpovídala legislativním požadavkům.

k hypoxii či k anoxnímu stavu. Za tohoto stavu snížení rozpuštěného kyslíku v hypolimnionu je úhyn ryb celkem běžný.

- Když se cyanobakterie usadí v tmavém hypolimnionu, jejich potřeba kyslíku je velmi vysoká, což vede k anoxním či dokonce anaerobním stavům. Tato spotřeba může být znázorněna následujícím poměrem BSK₅ /chlorofyl (Novotny, 2003):

chlorofyl <i>a</i> =	100 µg/l	BSK ₅ /chl. =	60 – 70
	50 µg/l		65 – 75
	30 µg/l		70 – 80

Tyto hodnoty jsou závažné. Pokud je například naměřen chlorofyl *a* v hodnotě 300 µg/l (střední hodnota vodního květu v Tabulce 2), bylo by BSK_{total}, za použití standardního BSK_{total}/BSK₅ poměru, asi $1.4 \times 60 \times 300/1000 = 25.6$ mg/l kyslíku, což je horší než u přečištěných splaškových vod. Neexistuje vysvětlení proč poměr BSK₅/chlorofyl klesá při zvýšené koncentraci chlorofylu, kromě toho, že při nahromadění chlorofylu mohou řasové toxiny ovlivňovat míru deoxygenace v BSK testu. A proto je výše uvedená kalkulace pouze pro přibližnou ilustraci.

- Některé chemické sloučeniny se v důsledku anoxie v hypolimnionu stávají akceptory elektronů a brání vzniku anaerobního hypolimnionu uvolňujícího redukovaný fosfor, železo (Fe²⁺) a manganu (Mn²⁺) z anaerobní bentické vrstvy. Sloučeninami přijímajícími elektrony jsou dusičnany (NO₃⁻) a sírany (SO₄²⁻). Velké množství fosforu uvolněného ze sedimentů do vodního sloupce, pokud je hypolimnion anaerobní, stimuluje další růst cyanobakterií v epilimnionu. Dusičnany jsou v tomto redukčním procesu přeměněny na neškodný plynný dusík (pozitivní účinek - denitrifikace), zatímco sírany jsou zredukovány na zápachající sirovodík (H₂S). Je ironickou dichotomií³ hypertrofie, že zneškodnění nitrátů je vlastně nežádoucí (Duras, 2006), protože když je kyslík v hypolimnionu vyčerpán, nitráty jsou úplně poslední účinnou látkou, která brání vzniku anaerobního hypolimnionu s následným uvolňováním fosforu, železa, manganu a sirovodíku z anaerobních sedimentů. Nehledě na to, že ryby a jiné vodní organismy jsou vážně poškozeny či vyhubeny, tak nádrže připomínají hráškovou polévku nevhodnou k rekreaci a nitráty jsou hlavní příčinou vodního květu a původci hypertrofních podmínek.
- Akinety a spóry cyanobakterií, které se usazují v sedimentech přežívají a akumulují fosfor, který je připraven k uvolnění do vodního sloupce, jakmile nastanou vhodné podmínky pro bujení dalšího vodního květu.

V současnosti probíhá prvotřídní a technicky vybavený výzkum v laboratořích Akademie věd České republiky v Brně a Českých Budějovicích. Jsou vyvíjeny nové modely jako například Multiagentní modelování (agent based models - ABM), které lépe popisují stadia životního cyklu cyanobakterií (Hellweger a kol., 2008). Přestože tyto modely (ABM) se běžně používají v jiných oblastech - ekonomie, chování člověka, doprava, nikdy dříve se nepoužívaly v tomto kontextu (eutrofizace). Hlavní výhoda multiagentního modelování spočívá v popsání životního cyklu velkého množství agentů, kteří se při reakci na rozmanité obtíže a stimulační (nutriety) chovají předepsaným způsobem. Multiagentní modelování vysvětluje mezipopulační variabilitu. Toto je jedním z důvodů, proč multiagentní modelování získává popularitu v ekologickém modelování vyšších trofických stupňů, kde je komplexní chování jednotlivých organismů již dlouho považováno za důležité. Čím více poznáváme a chápeme komplexnost těchto mikroorganismů, tím přirozenější se stává vývoj multiagentního modelování.

³ poznámka překladatele: dichotomie = dělení na dvě části. V kontextu lze chápat jako „dvojakost“

Stav nádrže Švihov a jejích přítoků

Pečenka a kol. (2007) uvádí, že průměrné koncentrace dusičnanů ve vodě z úpravny vod na Želivce jsou vyšší než ty na řece Vltavě, která už má hypertrofní nádrže (např. Orlík); a cyanobakterie se již projevují v nádrži Švihov i v jejích přírodních nádržích. Za povšimnutí stojí vzhled „hráškové polévky“ květu cyanobakterií na Obrázku 1, který zobrazuje nádrž Sedlice na řece Želivce, jedné z přednádrží. Koncentrace fosforu a dusíku v klíčových přítocích již přesáhly limity hypertrofie (100 µg/l fosforu a 10 mg/l N-NO₃). Použití průměrných ročních koncentrací v posuzování kvality vody není správné, neboť klíčové období je jarní čas, tedy dříve než se projeví nástup vodního květu, jak uvádí Pečenka a kol. (2007), když jsou vnášeny nejvyšší koncentrace z difuzních zdrojů odtékáním a tajícím přívalem. Tabulka 3 ukazuje koncentrace C_{90%} fosforu a dusíku v přímých přítocích nádrže Švihov. Tyto koncentrace odpovídají rozsahu hypertrofních hodnot. Pečenka a kol. (2007) uvádí, že všechny hlavní profily v pětiletém monitorovacím období překročily celkové koncentrace fosforu 100 µg/l. Hodnoty C_{90%} ve zprávě od Hejzlara a kol. (2006) jsou v České republice použity pro evaluaci kvality vody.

Tabulka 4 ukazuje vývoj eutrofie a hypertrofie v nádrži Švihov od vtoku řeky Želivky (profil 2699) přes tělo nádrže až k přehradě (profil 0099), tak jak byla publikována ve zprávě Hejzlar a kol. (2006), vydané Povodím Vltavy. Je zřejmé, že hypertrofie a autotrofie jsou indikovány již v horní a střední části nádrže. Budeme-li vycházet z Tabulky 4, lze profil 2099 klasifikovat jako eutrofní, profily 0899 a 1699 v přechodu mezi mezotrofním a eutrofním stavem a profil 0099 (Přehrada) jako mezotrofní. Nicméně, tato klasifikace nemusí být přená, protože hodnoty v Tabulce 4 jsou průměrné, zatímco klíčové období pro fosfor je měsíc či dva před propuknutím (vodního květu) a klíčové období pro hodnoty viditelnost Secchi disku je v průběhu vodního květu. Kupříkladu pokud je průhlednost při kvetení menší než 1 metr a před vypuknutím vodního květu 3,5 metru, dostáváme se na průměrnou hodnotu větší než 2 metry, čímž je profil hypertrofní (vysoce eutrofní) a ne mezotrofní.

Tabulka 3: Charakteristické hodnoty C₉₀ (C₁₀ pro DO) v monitorovacím profilu přímých přítoků nádrže Švihov. Údaje od Povodí Vltavy, Hejzlar a kol. (2006)

Parametr	Monitorovací profil			
	Želivka (42000)	Martinický p. (3000)	Blažejovský p. (2100)	Sedlický p. (0500)
BSK ₅ , (mg/l)	3.7	3.1	5.0	4.0
Chlorofyl a, (µg/l)	26	23	28	38
pH	8.0	7.9	7.9	8.5
N-NH ₄ , (mg/l)	0.37	0.17	0.20	0.44
N-NO ₃ , (mg/l)	10.3	12.4	9.3	13.8
P _{celk.} , (mg/l)	0.17	0.18	0.18	0.14

Tabulka 4: Průměrné roční hodnoty kvality vody v celé Švihovské nádrži. Údaje od Povodí Vltavy, Hejzlar a kol. (2006)

Parametr	Profil a říční kilometr (na řece Sázavě)				
	Přehrada (0099) ř. km. 4.7	Kralovice (0899) ř. km. 15	Budeč (1699) ř. km. 24.2	Zahrádka (2099) ř. km 29.2	Vojslavice (2699) ř. km 36.5
Viditelnost (m)	5.1	4.3	3.4	3.2	2.0
pH	8.1	8.1	8.1	8.4	8.2
P _{celk.} (mg/l)	20	24	32	28	61
Chlorofyl a, (µg/l)	8	7	10	21	15
Klasifikace	MT	MT-E	MT-E	E	HT

MT - mezotrofní, E - eutrofní, HT - hypertrofní

Dočasná redukce koncentrací fosforu v celé nádrži z více než 100 µg/l v přítocích na 20 µg/l poblíž odběrného místa nemůže být považována za „samočištění“. Je to právě akumulace fosfátů v sedimentech, která se vyvíjí v pístovém proudu od profilu v horní části nádrže k odběrnému objektu. Většina parametrů měřených v nádrži v období 2001 až 2005 ukazuje zhoršující se trend a je pouze otázkou času, pokud tedy nedojde k zastavení přísunu živin, kdy eutrofní/hypertrofní koncentrace fosforu, které jsou spouštěčem vodního květu cyanobakterií dosáhnou odběrného místa a projeví se na kvalitě vody.

Nicméně bychom měli mít v patrnosti, že změna stavu z mezotrofního/eutrofního na stav hypertrofní s vodním květem cyanobakterií nemusí být plynulá a nelze předpokládat, že vývoj současných stavů by byl do budoucna lineární. Folke a kol (2002, 2005) se zabírá případnými možnými kolísajícími a neočekávanými stavy a biotickými nelineárními změnami stavu jezer (například rapidní změna mělkého jezera s dominantní bentickou makrofytickou vegetací, jež zajišťuje biotop pro ryby, na zakalené jezero zamořené modrozeleným řasami). Mezi přechodem z nedotčeného stavu (jezer) do stavu zamořeného může být vícero fází než jen dvě. Poukazuje na fakt, že některé tyto změny mohou být bez drastických a násilných zásahů již nevratné.

Jakmile je hypolimnion anaerobní, mohou se ze sedimentu začít uvolňovat fosfáty, železo a mangan. Je ironií, že vysoký obsah dusičnanu ve vodě během anoxických stavů je zmiňován jako „prospěšný“ jev v hypertrofiích vodách, protože velké koncentrace dusičnanu mohou redukovat uvolňování P, Fe a Mn z anaerobních sedimentů (Duras, 2006). Cyanobakterie jsou ve vodě beztlížné, ale mohou změnit svou vertikální distribuci ve vodním sloupci (Šejnohová a Maršálek, 2006) a sací síla proudu vytvořená přítokem zhruba 3 m³/s bude dostatečně silná, aby nasála cyanobakterie do úpravy vody bez ohledu na elevaci přítoku.

Všechny nádrže na horním toku (například Sedlice, řeka Trnava) a ramena hlavní nádrže Švihov (například rameno pod dálnicí D1 je v létě běžně zelené) jsou již zamořené cyanobakteriemi. Zamořené a kvetoucí nádrže horního toku mohou být ve skutečnosti zdrojem cyanobakterií. Mimoto všech 18 vodních systémů, které tvoří systém řeky Želivky jsou klasifikované jako vody s nízkou (nepříjatelnou) kvalitou vody dle na směrnice WFD. Jen velká kapacita nádrže Švihov a pístový proud v nádrži dočasně zabraňují sinicovému vodnímu květu v zamoření přehrady a vstupu do úpravy vody, která zajišťuje dodávky vody pro Prahu. Až dosáhne řasový vodní květ odběrného místa, úpravna se bude potýkat s ucpáváním filtrů a nezabrání vstupu toxinů do systému dodávky vody. Úpravna vod Švihov se skládá z filtrace s koagulací, ozonizací a chlorací, aby se zachoval zbytkový chlor ve vodě po dobu 52 kilometrového transferu do zásobníku v Praze. Tak jak se to stalo v jiných

lokality (například jezero Taihu v Číně zajišťují pitnou vodu pro milióny lidí), bez drahého přebudování čistícího systému, může být úpravna vyřazena z provozu v důsledku ucpávání filtrů po dobu vodního květu, což může znamenat několik měsíců.

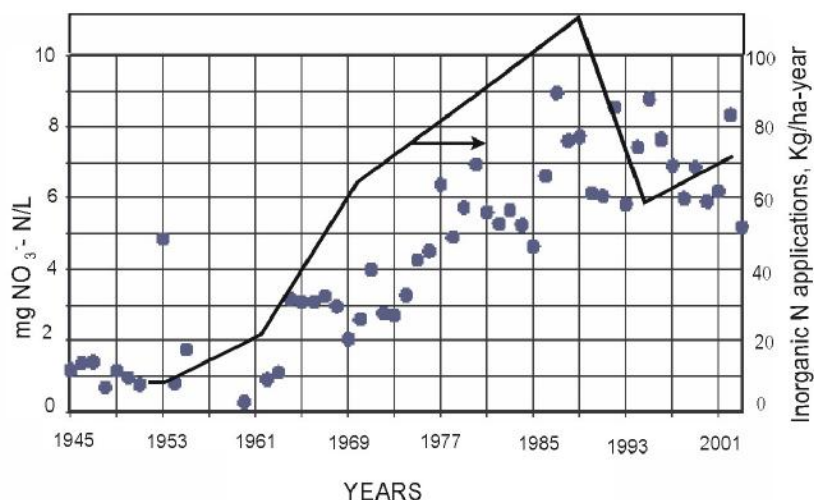
Je známo, že kvalita vody ve vodárenském systému je posuzována dle Světové zdravotnické organizace (WHO), přičemž standard pro pitnou vodu je 50 mg/l NO_3^- (zhruba shodné se standardem v USA 10 mg/l NO_3^-), který je vyvozen z limitů pro veřejné zdraví jakožto prevence alimentární methemoglobinemie (tzv. modráni kojenců). Dosažení tohoto standardu, neúčelného v souvislosti s regulováním eutrofizace, dává úřadům falešný pocit bezpečí, pokud „průměrný“ obsah dusičnanů je pod úrovní limitu WHO. Limity zabraňující eutrofizaci jsou mnohem nižší, méně než 1 mg/l celkového dusíku v průběhu jarního období.

Příčiny rozšířené hypertrofie v Českých nádržích za posledních 20 let

Historicky, před čtyřiceti lety, byly rurální toky relativně čisté a bez řasového vodního květu a to i navzdory faktu, že byla obdělávána zhruba stejná půdní plocha a typické venkovské komunity neměly kanalizace ani čířny odpadních vod. Cyanobakterie byly známé z biologické literatury. Dramatické změny kvality vody po roce 1960 byly spuštěny celosvětově tzv. „Zelenou revolucí“, která zvětšila zemědělskou produkci používáním velkého podílu průmyslových hnojiv, rozšířila zavlažování, vysoušení mokřin a mechanizaci (Novotny, 2007). Tento fenomén byl ve Střední a Východní Evropě a také v Asii (Čína) doprovázen zakládáním velkých zemědělských družstev. Nicméně stejný osud ve stejnou dobu potkal i malé farmáře v USA, kteří byli nuceni prodat svou půdu velkým zemědělským konglomerátům, jejichž majitelé často půdu spravovali na dálku a praktikovali monokulturní hospodaření opírající se o průmyslová hnojiva. Je zajímavé si povšimnout, že zemědělská družstva v České republice pokračují i v novém ekonomické prostředí. Na rozdíl od USA a mnoha zemí Západní Evropy, kde bylo užívání a prodej detergentů na bázi fosfátů zakázáno již před desítkami let, jak uvádí Pečenka a kol. (2007) a autor sám uvádí, že v České republice můžeme stále najít a koupit tyto fosfátové detergenty, vyráběné mezinárodními chemickými konglomeráty, které přesunuly svou výrobu detergentů z USA a zemí Západní Evropy do zemí, které mají laxní kontroly. V roce 2006 byl zakázán prodej detergentů s obsahem fosfátů i v České republice.

Obrázek 5 ukazuje nárůst koncentrací nitrátového dusíku v řece Želivce (Lexa a kol. 2006) společně s aplikacemi průmyslových dusíkatých hnojiv. Koncentrace jsou váženým průměrem všech přítoků. Vychází najevo že změny koncentrací v tocích nastávají v časovém intervalu pěti až osmi let po aplikaci hnojiv.

Obrázek 5 jasně již na první pohled indikuje, že zvýšené používání průmyslových hnojiv je důvodem dramatického nárůstu koncentrací dusičnanů v přítocích nádrže Želivky. Množství skotu v povodí bylo relativně stabilizované, až do politických změn v roce 1989, po kterých byla populace skotu zredukována o zhruba 25%. Množství prasat do roku 1989 soustavně narůstalo a po tomto roce také kleslo o zhruba 25%. Před nástupem zintenzivňování zemědělství v roce 1960 byla i plocha obdělávaných půdy v povodí Želivky větší než dnes (53% v 1948 oproti 48% v 2000). Příčinou těchto dvou výrazných změn ve využití půdy byla stavba velké nádrže Švihov a 2% nárůst podílu zalesnění v oblasti povodí.



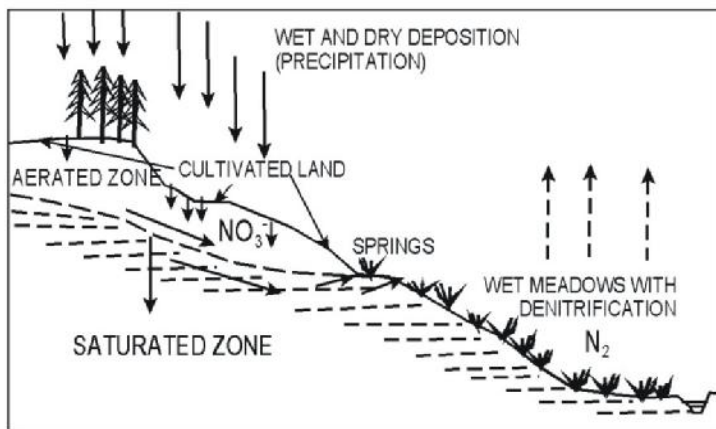
Obrázek 5: Koncentrace N-NO₃ v řece Želivce na Švihově a aplikace průmyslových dusíkatých hnojiv. Údaje shromážděné z různých zdrojů od Lexa a kol. (2006)

Lexa a kol. (2006) doložili několik příčin nárůstu koncentrací dusičnanů, z nichž většina souvisí s intenzifikací zemědělství. Některé z nich jsou také příčinami znečištění fosfáty. Jsou to:

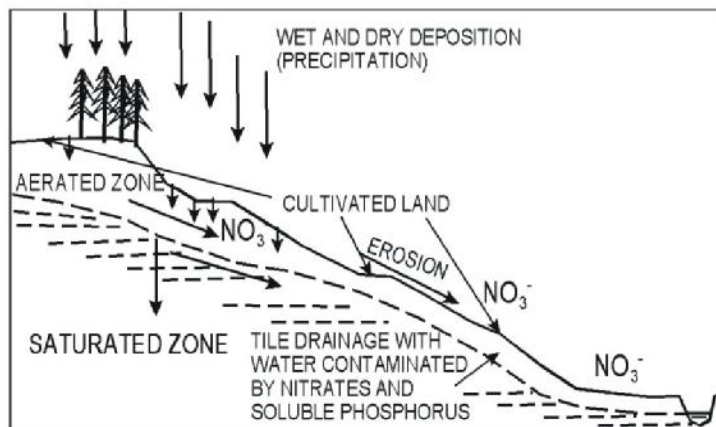
- *Používání syntetických hnojiv* je zjevným zdrojem dusíku ve vodních recipientech. Před nástupem intenzifikace používali zemědělci a družstva statková hnojiva, která obohacovala půdu organickými látkami a pomalu se v půdě rozkládala na sloučeniny amoniaku. V době před zelenou revolucí, plodiny zpravidla absorbovaly většinu dusíku a hnojiva se tak vstřebala do půdy. Obrázek 5 ukazuje, že aplikace syntetického dusíku vzrostly z 8.9 kg/ha v 1950/51 na nejvyšší úroveň 110 kg/ha v 1989/90, poté opět klesly na 58.9 kg/ha v 1995/96 a znovu vzrostly na 71 kg/ha v 2000/2001 (Lexa a kol., 2006).
- *Velkochovy.* Lexa a kol (2006) se domnívá, že dalším zdrojem dusíku mohou být úniky močůvky z velkých chovů provozovaných družstvy. Přestože se množství skotu a prasat od předkolektivizační a předintenzifikační doby nijak výrazně nezměnilo, skot a prasata byly přesunuty z jednotlivých hospodářství a pastvin do provozů s vysokou koncentrací jedinců ve výkrmnách a prasečích farmách. Organický a amoniakální dusík v močůvce mohl být relativně rychle oxidován na dusičnany. Velmi běžným zemědělským problémem po celém světě je rozptylování statkových hnojiv na zamrzlou půdu, což může vést ke špičkování příčinku dusíku a fosforu do vodního recipientu v zemědělských zónách v období jarních dešťů a tání sněhu.
- *Zemědělská trubková drenáž.* Lexa a kol. (2006) a Doležal a Kvítek (2004) popsali ztrátu schopnosti denitrifikace v zemědělských systémech způsobenou instalací trubkové drenáže v nížinných zamokřených půdách, které byly před zemědělskou zelenou revolucí většinou mokřinami s prameny, které se napojovaly na potoky, zahrnující také ochranné (tlumící) břehové porosty. V té době (před rokem 1960) zamokřené nížinné půdy, mokřiny nebo zamokřené louky zajišťovaly denitrifikaci dusičnanů zanesených proudem mělkých povrchových vod z náhorních obdělávaných půd, tím že přeměňovaly dusičnany na plynný dusík (Obrázek 6A). Z hydrologického hlediska obdělávané náhorní půdy byly příčinkové oblasti a nížinné mokřiny a louky byly úbytkové zóny.

Instalace trubkových drenáží na zamokřených půdách a vysoušení mokřadů probíhalo současně s intenzifikací zemědělství, počínající rokem 1959 a končící v podstatě roku 1989. Během 30 letého období odvodňování bylo odvodněno více než 15 000 ha v povodí řeky Želivky (Lexa a kol., 2006). Po instalaci trubkové drenáže se zamokřené půdy nasýtily vzdušným kyslíkem a tudíž nejenže ztratily svou denitrifikační schopnost přeměny dusičnanů na plyný dusík (Obrázek 6B), ale také přeměnily svůj vlastní organický a amoniakální dusík nitrifikací na mobilní dusičnany, které se následně uvolnily do povodí. V důsledku odlišného složení organického obsahu mají satureované půdy mokřin vyšší obsah organického a amoniakálního dusíku než provzdušněné půdy. Burkart a James (1999) pokládají odvodňování mokřých půd a mokřin v povodí řeky Mississippi River za hlavní příčinu zatížení dusíkem způsobujícím hypoxii v Mexickém zálivu (Rabalais a kol, 1999, Novotny, 2007).

- *Kanalizace a likvidace odpadních vod.* Hejzlar a kol. (2004) názorně objasnili problematiku zatížení městskými a jinými komunálními odpadními vodami. V roce 1960, souběžně se zelenou revolucí - intenzifikací zemědělství, společnost v povodí řeky Želivky neprovedla čištění odpadních vod a mnohé komunity neměly vybudovanou kanalizaci. Prádlo se pralo za použití mýdel bez fosfátů a splaškové vody z malých komunit končily v suchých záchodech a v některých případech jako hnojivo společně s chlévskou mrvou (Hejzlar a kol., 2004). Kolektivizace zemědělství přinesla jednotné kanalizace, které sváděly veškeré odpadní vody a část dešťových vod do vodního recipientu. Hejzlar a kol. popisují, že vypuštění městských a jiných komunálních odpadních vod zapříčiňuje 90% vnosu fosforu a 15 % dusíku do vodních recipientů v povodí řeky Želivky. Toto se zdá být překvapivě disproportní, obzvláště u hodnoty fosforu, který je klíčovým nutriem. Několik ČOV praktikuje odstraňování nutrientů (N a P) za použití Bardenpho procesu s precipitací fosforu. Nicméně v České republice se stále prodávají fosfátové detergenty, které silně zvyšují množství dostupného fosforu. Odlehčení jednotných kanalizací, které může nastat v průměru padesátkrát za rok, přináší značný podíl nepřečištěných odpadních vod do nejbližších vodních ploch.



A) Water and nutrient regime before tile drainage



Obrázek 6: Pohyb vody před a po drenáži. Před drenáží vlhké vodou nasycené pobřežní louky a mokřiny denitrifikovaly dusičnany přinešené z polí prouděním podzemních vod. Upraveno a přeloženo z Lexa a kol. (2006)

- *Eroze*. Eroze je přirozený proces mimo jiné akcelerovaný antropogenními činnostmi. Antropogenní eroze nastává jak v důsledku zemědělských postupů orby půdy, budováním měst, tak i krajinnou tvorbou. Obojí může vést k vysokému stupni eroze a to až 100 tun ztracené zeminy na hektar a rok, když nejsou prováděna protierozní opatření (Novotny, 2003). Eroze, tak jak je vyjádřeno univerzální rovnicí ztráty půdy (USLE), je funkcí intenzity srážek, erodovatelnosti půdy, svažitosti a velikosti erodované oblasti, krajinného pokryvu a doplněné počasím nebo absencí protierozních opatření (Wischmeier and Smith, 1965).

V povodí Želivky se většina zemědělské eroze vyskytuje na svazích a úzce souvisí s půdními druhy a technikou orby. Nejsou prováděna nejlepší asanační opatření a ochrana půd. Nejhorší technika orby, která vede k největším nánosům je takzvaná orba po spádnicí, kterou farmáři upřednostňují pro její jednoduchost na kopcovitém terénu. V době kolektivizace zmizela také travnatá lemování polí (meze), která

zachycovala sedimenty mezi poli a tak se malá pole rozdělená mezemi změnila ve velkoplošné monokulturní lány. Přitom by jednoduše stačilo změnit spádníkovou orbu na konturovou orbu po vrstevnici a ztráty sedimentů z polí by se zredukovaly o zhruba 50 %, aniž by se změnila výnosnost. Toto by napomohlo snížit ztráty hnojiv z polí. Za účelem snížení půdních ztrát a eroze může být použito množství zásad managementu kvality, zahrnujících protierozní orbu, střídání plodin, pásové obdělávání, bezorebné obdělávání půdy, obdělávání s ponecháním zbytků plodin (mulčování), bahnitě bariéry a sedimentační nádrže používané k regulaci eroze (Novotny, 2003).

Existují dva problémy související s půdní erozí, které se týkají transportu nutričních do vodních útvarů. Zatímco nitráty se přesouvají do vodního recipientu zejména v mělkých podzemních vodách (Obrázek 6B), fosfor, organický dusík v půdních organických látkách a amoniak (adsorbované v půdních částicích) se přesouvají s půdními částicemi. Zatížení těchto forem nutričních přímo souvisí se ztrátou sedimentů. Druhým problémem je, že podstatná část nutričních a organických látek zadržujících tyto nutriční v půdě se ztrácí při nekontrolované erozi, tím více průmyslových hnojiv pak zemědělci (družstva) aplikují, aby tak kompenzovali úbytky, které mohou být značné.

Potřeba urychleného komplexního a trvale udržitelného řešení - rozvíjení ochranných opatření

Trvale udržitelný rozvoj je definován jako *“rozvoj, který uspokojuje současné potřeby bez ohrožování možností budoucích generací uspokojovat své vlastní potřeby”* (Brundtland a kol, 1987).⁴ Ve vypracovávaných návrzích trvale udržitelného rozvoje literatura zdůrazňuje, že lidé - včetně zemědělců, lidí z měst a společnosti jako takové - jsou součástí ekosystému a že jsou skutečně závislí na obnovitelnosti zdrojů a užívání ekosystému. Trvale udržitelný rozvoj vyvažuje sociální potřeby a ekonomické využití a rozvoj vodního systému tak, že se dopomáhá k ochraně či přímo chrání dobrý ekologický stav, tak jak to vyžaduje americký zákon o vodách a v Evropském společenství Rámcové směrnice EU pro vodní politiku.

Společenské přínosy využití krajiny a vodních zdrojů v povodí Želivky jsou ohromné a zahrnují blaho a zdraví obyvatel používajících vodu ze systému. Obyvatelé sídlící v povodí by však mohli mít další výhody plynoucí z rekreace, užívání přírody a vody, cestovního ruchu a dobrého zdraví, ale tyto výhody jim byly odepřeny kvůli nízké kvalitě vody, špatnému ekologickému stavu téměř veškerých povrchových a podzemních vod v povodí. Povrchová a podzemní voda není v mnoha částech povodí vhodná pro člověka kvůli extrémně vysokým hodnotám obsahu dusičnanů a voda z jiných nádrží kromě nádrže Švihov je také zdraví nebezpečná v důsledku obsahu toxinů. Problémem vodního systému řeky Želivky a vodárenství je využívání a zneužívání půdy v povodí a částečně se na problému podílí i odpadní vody a vypouštění městských vod.

Za zmínku stojí rovněž ekonomické výhody a výdaje zahrnující používání vody a zemědělskou produkci, stejně tak jako vypouštění upravené a někdy i neupravené vody, městské dešťové vody i dešťové vody z veřejných komunikací po celém povodí. Hospodářský sektor přetěžuje systém nadměrným užíváním hnojiv. Intenzivní zemědělská produkce bez ochrany životního prostředí a bez používání osvědčených postupů řízení kompenzuje nedostatek protierozních opatření a dobré hospodaření s hnojivy (včetně statkových hnojiv) zvýšenou aplikací průmyslových hnojiv. Z ekonomického hlediska je to dvojitá ztráta, kdy zemědělci platí stále více za hnojiva a obyvatelé přicházejí o své zásoby vody a rekreační

⁴ poznámka překladatele: definice dle EU: „zlepšování životní úrovně a blahobytu lidí v mezích kapacity ekosystémů při zachování přírodních hodnot a biologické rozmanitosti pro současné a příští generace.“

příležitosti. Dle vědního oboru zabývajícího se enviromentální ekonomikou se výrobci a hospodářští uživatelé v povodí (zemědělci, městští developeři a manažeři) nezabývají společenskými následky a ekologickým zatížením zdrojů způsobeným jejich aktivitami. Vezmeme-li navíc v potaz, že některé z minulých, současných a potenciálních budoucích škod mohou být nenapravitelné (Folke a kol., 2005), současná situace v povodí je dále neudržitelná. Hospodářské škody, které by mohly nastat potenciální ztrátou vodohospodářského využití systému, by jen dočasně a to za vodního květu cyanobakterií, by byly ohromné.

Je nutné změnit ekologii povrchových i podzemních vod v systému řeky Želivky, která je na pokraji kolapsu, na systém udržitelný a ekologicky zdravý, který zaručí kvalitní vodu obyvatelům Prahy a dvou dalších regionů, stejně tak i znovu uvede ekologii vody do dobrého stavu. Mezotrofní Švihov a ostatní nádrže, jakož i dobrá kvalita vody v tocích a podzemních vodách vyhovující standardům kvality vody by pak uspokojila požadavek Evropského společenství na „dobrý ekologický stav“. Toto bude vyžadovat obrat v současných postupech využívání a zneužívání krajiny, přeměnu povodí na funkční ekologický systém a přeměnu měst a vesnic na „eko-komunity“, které by minimalizovaly vypouštění nutričních a jiných polutantů do povrchového a podzemního systému. Ve venkovských zemědělských zónách by strategie k dosažení cíle zahrnovala protierozní opatření, rozumné hospodaření s hnojivem a výraznou redukci užití průmyslových hnojiv částečným či úplným přechodem na organické hospodaření, široké užívání nejlepších asanačních postupů (BMPs), přeměna rizikové svahovité krajiny na neerozní krajinu a svahovitých břehových pozemků na mokřady. V městských a venkovských zónách musí být minimalizováno zatěžování nutričními ze splaškových odpadních vod, včetně regenerace (znovuzískání) fosforu, a městský odtok⁵ by měl být vsakován v lokalitě, na místo jeho svádění do jednotných kanalizací, na kterých během odlehčování dochází k přepadům téměř poloviny nepřečištěných vod do vodních toků a vodohospodářského systému. Mělo by se poukázat na to, že takový systém eko-měst a eko-vesnic, stejně tak jako přeměna krajiny na neznečišťující krajinu, je realizována v povodí nádrže Miyun, která poskytuje pitnou vodu Pekingu, hlavnímu městu Číny.

Vezmeme-li v úvahu současný stav kvality vody řeky Želivky a velmi vysoký objem nutričního zatížení pocházejícího z neúspěšně ošetřených bodových zdrojů a nekontrolovaných plošných zdrojů v povodí, prvním cílem by měla být prevence a regulace hyper - eutrofizace. Druhým cílem, prováděným současně, je naplánování toho jak docílit, aby kvalita vody přinesla Švihovu a jiným nádržím (např. Sedlice, Trnava, Němčice) status dle EU „dobrý ekologický stav“ pro vodní nádrže s pitnou vodou, toky a podzemní vody napájející nádrže. Proto musí být přístup postupný a permanentně schopný adaptace. Zapotřebí jsou adaptivní plánování, implementace a manažerský přístup v důsledku nejistoty současné nejmodernější vědy a modelování s ohledem na různá kontrolní opatření ohledně výskytu cyanobakterií a vodních řas obecně.

Plán na záchranu toku řeky Želivky a podzemního systému, nádrže Švihov a koneckonců dodávek vody pro Prahu musí být komplexní a musí zaútočit na hlavní příčinu problému, stejně tak jako se zaměřit na jeho symptomy. Tento plán musí být postaven na dobrém monitorování a podkladech pro

- vyhodnocení trendů a rozsah zatížení a znečištění
- vyhodnocení kvality vody a ekologického stavu toků a nádrží

⁵ poznámka překladatele: ve smyslu nečištěných dešťových a užitkových (s obsahem pesticidů, hnojiv aj.) vod z městských ploch, které běžně končí v kanalizacích zaústěných do toků.

- zajišťování porovnávání a ověřování údajů pro vznik modelů, které budou použity pro hodnocení a vyvíjení alternativ plánu

Vedle statistických modelů využívaných pro statistiku a vyhodnocování trendů bude plán používat dva typy modelů:

- Jeden, dva či tři dimensionální modely vodních recipientů (zejména nádrží) včetně sedimentů.
- Dvou dimensionální GIS modely povodí pro posuzování a odhadu zatížení.

Je možné, že bude zapotřebí pilotní studie povodí, aby se ověřila validita modelů a navržených řešení. Cíl plánu by měl být dvojitý:

- Stanovit cílové koncentrace nádrží a zpracovat kapacitu zatížení nutrientů
- Rozdělit kapacitu zatížení mezi zdroje a vyvinout plán vedoucí ke zredukování zatížení na danou úroveň

Toto je velice stručný koncept plánovacího procesu TMDL (Committee, 2001). Kvůli četným zdrojům by měl být plán stupňovitě rozvrstvený a každá úroveň by měla navrhopvat druh ochrany pro znečištění vodních recipientů ze zdrojů. Tyto druhy ochrany jsou:

- V městských oblastech shromažďování a úprava splaškových vod v čistírnách odpadních vod pro větší komunity nebo vhodně rozmístěnými maloplošnými systémy pro komunity menší.
- Akumulování, úprava a vsakování městského odtoku použitím osvědčených městských a dopravně-infrastrukturních nejlepších asanačních postupů (BMPs). Měli bychom se vyhýbat používání jednotných kanalizací a v méně hustě osídlených komunitách by měla být aplikována povrchová drenáž jako v dávných dobách. Dnešní “raingardens”⁶ jsou velmi populární pro sběr, rozvádění a infiltraci městského odtoku.
- Agronomické metody pro aplikaci hnojiv a omezení jejich užívání. Je možné používat organické hospodaření, které by přineslo dobré výsledky v omezování aplikace hnojiv a v ochraně krajiny.
- Protierozní opatření a ochrana půdy.
- Dohlížení na nakládání s hnojem ze statků a aplikace na jaře .
- Odpojení drenáží (meliorací) dříve zamokřených nížinných půd a oživení pobřežních zón (nikoliv nezbytně trávami). Tato pobřežní pásma by měla obsahovat rychle rostoucí stromy jako například vrby a topoly a mláží, které by odstranily dusičnany z hlubších podzemních vod.
- Založení ochranných zón a přeměna problematických znečištěných míst na neškodné lokality.

Plán pro systém Želivky by měl být (1) plán snižování znečištění a (2) plán využívání krajiny a (3) plán ekonomický a společenský. Musí být komplexní. Plánovací proces by měl zahrnovat fázi výzkumu, fázi plánování a realizační plán. Plán a nezbytná opatření nemusí být dlouhodobě tak značně nákladné a realizace plánu může předcházet případným finančně mnohem náročnějším stavům nouze ohledně dodávky vody do systému, na kterou se

⁶ poznámka překladatele: “raingardens” = zelené plochy pro vsakování vod.

v současné době spoléhá více než 1,5 milionu obyvatel. Pokud systém zkolabuje, není zde žádný jiný alternativní zdroj vody kromě řeky Vltavy.

Závěr

Rozsáhlý řasový květ a hypertrofni stavy nádrží se vyskytují pouze v posledních dvaceti až třiceti letech a to převážně v důsledku zemědělské intenzifikace, která souvisí s nárůstem užívání a nadměrným užíváním průmyslových hnojiv, fosfátových detergentů, drenáží a často nedostatečnou úpravou bodových zdrojů znečištění. Tyto stavy postihují jak vnitrozemské vodní nádrže tak i pobřežní vody, kde způsobují velkoplošnou hypoxii. Ve stejné době se zemědělství v mnoha zemích (nejen bývalých socialistických zemích) změnilo z malých rodinných hospodářství na zemědělské konglomeráty. Tento proces, kterému jsou přičítány významné nárůsty výnosů zemědělské produkce až k současné nadprodukcí v mnoha zemích, je znám jako „zelená revoluce“. Bohužel „zelená revoluce“ přinesla i celosvětový úpadek kvality povrchových i podzemních vod, způsobený extrémními úniky nutričních a pesticidů ze zemědělství. Nicméně stav projevující se velkoplošným škodlivým květem cyanobakterií se nevyskytuje ve všech průmyslových zemích. Některá jezera v USA, včetně Velkých jezer - Erijského a Ontarijského jezera, byla zasažena eutrofizací v 70. letech a umírala, ale situace se dramaticky zlepšila velkým omezením přínosu fosforu z bodových a plošných zdrojů a zákazem používání fosfátových detergentů. Hypertrofie v takovém měřítku je typická pouze pro několik zemí jako Čína, Nizozemí a bohužel Česká republika.

Povodí řeky Želivky a nádrž Švihov jsou extrémní příklady srovnatelné se situací v Číně na jezeře Taihu, protože ovlivňují nebo mohou ovlivňovat miliony uživatelů. Jak Taihu, tak systém řeky Želivky se jeví jako hrozící katastrofa s vážnými následky ohledně vodohospodářských dodávek pro Prahu. Všechny obranné prvky proti nepřiměřenému znečištění (regulace difúzních zdrojů, osvědčené postupy řízení, ochranné pásy, denitrifikace v povodí, protierozní opatření, ČOV odstraňující fosfor) buď neexistují nebo jsou nedostatečné. Jediná zbývající obrana spočívá v objemu nádrže Švihov.

Změna z mezotrofního/eutrofního stavu ke stavu hypertrofie s květem cyanobakterií není plynulá, je vysoce nelineární a když nastane zlom, návrat k původnímu stavu bude velmi náročný a nákladný. Některé změny mohou být nevratné.

Stav znalostí ohledně redukce různých zdrojů způsobujících problémy a krajinná (v rámci povodí) nápravná opatření jsou známá a jsou obšírně zkoumána pro bodové i difúzní zdroje. Česká republika má jedny z nejlepších vědců v oborech limnologie, čištění odpadních vod, vodních zdrojů a zemědělského a krajinného inženýrství, kteří jsou schopni, interdisciplinárním a částečně mezinárodním úsilím, řešit problém navržením a okamžitou realizací řešení, která zabrání vážné hrozící vodárenské katastrofě a uvede systém do souladu s Rámcovou směrnicí EU.

Závěrečný komentář a poděkování. Autor si pamatuje problémy s kvalitou vody bývalého Československa před čtyřiceti lety, kdy pracoval jako člen interdisciplinárního týmu ve Výzkumném ústavu vodohospodářském (VUV) v Brně. Některé nádrže, které jsou dnes poškozené hypertrofií, byly v té době plánovány a tým připravoval, kromě jiných předpovědí také prognózu ohledně kvality vody ve velkém nádržním systému na jižní Moravě. Prognóza byla stanovena na základě znalostí dvou nejlepších limnologů, kolegů z VUV a přestože byla postavena jen na hrubých jednoduchých modelech, byla prognóza špatné kvality a eutrofizace správná. Nyní po téměř čtyřiceti letech bez přímé účasti na výzkumu kvality české vody, autor oceňuje a projevuje vděčnost za příležitost, která mu byla dána Fulbrightovou nadací v USA, Vysokou školou Chemicko-Technologickou v Praze (VŠChT) a A.R.C. s.r.o., studovat tento problém, spolupracovat s kolegy z České republiky a prezentovat jeho názory.

Oceňuje spolupráci a komentáře profesora Ing. Jiřího Wannera z VŠCHT, Ing. Jiřího Holase z A.R.C. s.r.o., docenta Ing. Blahoslava Maršálka, CSc. z BÚ AVČR a Centra pro cyanobakterie a jejich toxiny při Masarykově univerzitě v Brně a obzvláště docenta Ing. Josefa Hejzlara, CSc. z Hydrobiologického ústavu Biologického centra AVČR v Českých Budějovicích, který komentoval rukopis a poskytl potřebnou literaturu a odborné znalosti, které významně přispěly k hodnověrnosti tohoto článku. Názory vyjádřené v tomto článku patří výhradně autorovi.

Použitá literatura

- Babica, P., L. Bláha, J. Kohoutek, O. Adamovský, L. Bláhová, and B. Maršálek (2006) Microcystiny in pitných vodách ČR (Microcystins in potable waters of Czech Republic) Conf. Proceedings *Cyanobakterie 2006, biologie, toxikologie and management*, Centre for cyanobacteria and their toxins, Masaryk University, Brno, Czech Republic May 24-25, 2006, pp. 54
- Bláha, L., and B. Maršálek (2003) Contamination of drinking water in the Czech Republic by microcystins, *Archiv für Hydrobiologie*, **158**:421-429
- Bláha, L., and B. Maršálek (2009) Toxiny sinic a jejich účinky na vodní ekosystémy (Toxins of cyanobacteria and their effects on aquatic ecosystems – in Czech), *Vodní Hospodářství* **59**(2):50-54
- Bláha, L., P. Babica, K. Kohoutek, L. Bláhová, O. Adamovský, B. Maršálek, et al., (2006) Koncentrace microcistnů v ČR – Dlouhodobé trendy a sezónní variability (Concentrations of microcystins in Czech Republic – Long term trends and seasonal variability – in Czech) Conf. Proceedings *Cyanobakterie 2006, biologie, toxikologie and management*, Centre for cyanobacteria and their toxins, Masaryk University, Brno, Czech Republic May 24-25, 2006, pp. 37-43
- Baker, P. D. 1999. Role of akinetes in the development of cyanobacterial populations in the lower Murray River, Australia. *Mar. Freshwater Res.* **50**: 265-79
- Burkart, M.R. and D.E. James (1999) Agricultural-nitrogen contributions to hypoxia in the Gulf of Mexico, *Journal of Environmental Quality* **28**(3):850-859
- Brundtland, G.H. et al. (1987). "Our Common Future." *The World Commission on Environment and Development*, Oxford university Press, UK
- Carmichael WW (1997) The cyanotoxins. *Advances in Botanical Research*. **27**:211-256
- Carmichael, W.W. (1992) A Status Report on Planktonic *Cyanobacteria* (Blue-green algae) and their toxins. EPA/600/R-92/079, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 141 pp.
- Chorus, I., and J. Barton, eds. (1999) *Toxic Cyanobacteria in Waters – A Guidance to their Public Health Consequences, Monitoring, and Management*, WHO Publications, E & FN Spoon Publishers
- Committee to Assess the Scientific basis of TMDL (2001) *Assessing the TMDL Approach to Water Quality Management*, National Academy Press, Washington, DC
- Doležal, F. and T. Kvítek (2004) The role of recharge zones, discharge zones, springs and tile drainage systems in peneplains of central European highlands with regard to water quality processes, *Physics and Chemistry of the Earth*, **29**:775-785
- Duras, J. (2006) Nedostatek dusičnanů-riziko pro jakost vody v nádržích (Lack of nitrates – a risk for water quality in reservoirs, in Czech), *Proc. XIV Conference of the Czech and Slovak Limnological Societies* (V. Sacherova, ed.), Nočtiny, Czech Rep., p. 36
- Freedman, B., (1995) *Environmental Ecology-The Ecological Effects of Pollution Disturbances and Other Stresses*, Academic Press
- Fogg, G.E. (1969) The physiology of an algal nuisance. *Proc. R. Soc. London B.* **173**:175-189

- Folke, C. et al. (2002) *Resilience and Sustainable Development – Building Adaptive Capacity in a World of Transformation*, The Environmental Advisory to the Swedish Government, Stockholm
- Folke, C., S. Carpenter, B. Walker, M. Scheffer, T. Elmquist, L. Gunderson, and C.S. Holling (2005) Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management, *Ann. Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 35:557-581
- Head, R. M., Jones, R. I., Bailey-Watts, A. E. (1999). An assessment of the influence of recruitment from the sediment on the development of planktonic populations of cyanobacteria in a temperate mesotrophic lake. *Freshwater Biology* 41: 759-769.
- Hejzlar, J. (2006) Management options to control ecological potential of reservoirs, *Proc. The 5th Internatl. Conf. Reservoir Limnology and Water Quality*, August 27-31, 2006, Brno, Czech Republic, Institute of Botany of the Czech Academy of Sciences
- Hejzlar, J., K. Forejt, J. Duras, J. Goldbach, M. Liška, P. Maleček, and R. Ziegler (2006) *Vodárenská nádrž Švihov - výsledky monitoringu v období 2001-2005 (Water supply reservoir Švihov - Monitoring Results from the 2001-2005 Period - in Czech)*, Povodí Vltavy (Vltava River Watershed Management Agency), Prague
- Hejzlar, J., J. Kopáček, B. Dobiášová, and J. Žaloudík (2004) Uplatnění ekohydrologických principů při řízení zemědělsky využívaného povodí podle rámcové směrnice EU (2000/60/EC) (Application of ekohydrological principles in the management of an agricultural catchment according to the EC Water Framework Directive (2000/60/EC), *Collection of Scientific Papers*, Faculty of Agriculture in České Budějovice, Series for Crop Science 21(3):261-264
- Hellweger, F., E. Kravchuk, V. Novotny and M. Gladyshev (2008), Agent-based modeling of a complex lifecycle of cyanobacterium (*Anabaena*) in a shallow lake, *Limnol. Ocean.* 53(40):1227-1241
- Lexa, M., T. Kvítek, J. Hejzlar, and P. Fučík (2006) Vliv дренаžních systémů na koncentraci dusičnanů v povrchových vodách v povodí VN Švihov (Effect of drainage systems on concentration of nitrates in surface waters in the drainage basin of the water supply reservoir Švihov), *Vodní Hospodářství* 8/2006 pp. 246-250
- Lung, W. S., Paerl, H. W. 1988. Modeling Blue-Green Algal Blooms in the Lower Neuse River. *Wat. Res.* 22: 895-905
- Novotny, V. (2003) *WATER QUALITY: Diffuse Pollution and Watershed Management*, J. Wiley, Hoboken, NJ
- Novotny, V. (2007) Diffuse pollution from agriculture: Ecological sustainability or food production of both, *Water* 21, April, pp. 52-59
- Pace, M.L. and P.M. Groffmann (1998) *Successes, Limitations, and Frontiers in Ecosystem Science*, Springer Verlag
- Paerl, H.W (1988) Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine, and inland waters. *Limnol. Oceanogr.* 33:823-847
- Paerl, HW (1996) A comparison of cyanobacterial bloom dynamics in freshwater, estuarine and marine environments. *Phycologia* 35(6):25-35
- Paerl, H.W. and R.S. Fulton III. (2006) Ecology of harmful cyanobacteria. Pp. 95-107, *In* E. Graneli and J. Turner [Eds.]. *Ecology of Harmful Marine Algae*. Springer-Verlag, Berlin.
- Paerl, H.W., R. S. Fulton, P.H. Moisander and J. Dyble (2001) Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria. *The Scientific World* 1:76-113.
- Pečenka, M., J. Holas, J. Wanner, and R. Vojtěchovský (2007) Zhodnocení Zátěže Povodí Vodárenské Nádrže Švihov Nutrienty (Evaluation of watershed loads of the Reservoir Švihov by nutrients), University of Chemical Technology (VŠChT), Prague

- Rabalais, N.N. R.E. Turner, J. Dunravko, Q. Dortsch, and W.J. Wisman, Jr. (1999) *Characterization of Hypoxia - Topic 1 Report for the Integrated Assessment on Hypoxia in the Gulf of Mexico*. NOAA Coastal Ocean Program Decision Analysis, Series No. 17, Silver Spring, MA
- Robson, B. J., Hamilton, D. P. Three-dimensional modeling of a *Microcystis* bloom event in the Swan River estuary, Western Australia. *Ecological Modeling* 174: 203-222
- Rohlich, G.A. (1969) *Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives*, National Academy of Sciences, Washington, DC, pp. 307
- Šejnohová, L., and B. Maršálek (2006) MICROCYSTIS – Dominující rod vodních květů: Nové poznatky v autekologii (MICROCYSTIS – A dominant species of algal blooms: New findings in autecology- in Czech), Conf. Proceedings *Cyanobakterie 2006, biologie, toxikologie and management*, Centre for cyanobacteria and their toxins, Masaryk University, Brno, Czech Republic May 24-25, 2006, pp. 7-12
- Skočovská, B., O. Adamovský, V. Pašková, Ká Hilscherová, P. Babica, B. Maršálek, and J. Pikula (2006) Toxicita vodních květů pro ptáky – Experimentální model na křepelkách (Toxicity of algal blooms for birds - Experimental model using quails – in Czech) Conf. Proceedings *Cyanobakterie 2006, biologie, toxikologie and management*, Centre for cyanobacteria and their toxins, Masaryk University, Brno, Czech Republic May 24-25, 2006, pp. 51-53
- U.S. Environmental Protection Agency (1974) *The Relationship of Phosphorus and Nitrogen to the Trophic State of Northeast and North-central Lakes and Reservoirs*, National Eutrophication Survey Work, Paper23, U.S. EPA, Washington, DC
- Vincent WF [Ed.] (1987) Dominance of bloom forming cyanobacteria (Blue-green algae). *N.Z. Jour. Mar. and Freshwat. Res.* 21(3):361-542.
- Vollenweider, R.A. (1975) Input-output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology, *Schweiz. Z. Hydrol.* 37:53-83
- Vollenweider, R.A. and J.J. Kerekes (1980) Background and Summary Results of the OECD Cooperative Program on Eutrophication, in *International Symposium on Inland Waters and Lake Restoration*, EPA 440/5-81-010, US Environmental Protection Agency, Washington, DC
- Wisconsin Department of Natural Resources (1989) *Environmental Impact Statement - Delavan Lake Rehabilitation Project*, Madison, WI
- Zapomělová, E. (2006) Ekologie planktoních sinic rodu Anabaena – Literární přehled (Ecology of planktonic cyanobacteria Anabaena – Literature review – in Czech), Conf. Proceedings *Cyanobakterie 2006, biologie, toxikologie and management*, Centre for cyanobacteria and their toxins, Masaryk University, Brno, Czech Republic May 24-25, 2006, pp. 13-21
- Znachor, P., T. Jurczak, J. Komarková, J. Jezbedrova, J. Mankiewicz, K. Kaštovská, and E. Zapomělová (2006) Summer changes in cyanobacteria bloom composition and microcystins concentration in eutrophic Czech Reservoirs *Environ. Toxicol.* 21:236-243