

EUTROFIZACE NA PŘELOMU TISÍCILETÍ

Vladimír Kočí¹, Jiří Burkhard¹, Blahoslav Maršálek²

¹ Ústav chemie ochrany prostředí VŠCHT, Technická 5, 166 28 Praha 6. E-mail: vladimir.koci@vscht.cz

² Botanický ústav Akademie věd, Květná 8, 603 65 Brno

V polovině 19. století Justus von Liebig dokázal, jak silný vliv na růst rostlin má přítomnost nutrientů v půdě. Stejným způsobem jsou závislé vodní rostliny na živinách ve vodě.

Lidská společnost produkuje velké množství látek, které svými účinky ovlivňují kvalitu životního prostředí. Vedle toxických látek je možné se dnes setkat i s látkami, které nejsou ve své podstatě jedovaté, jejichž vlastnosti však způsobují či podporují jiné negativní jevy. Mezi takové odpadní látky lze počítat nutrienty (živiny), které svojí narůstající koncentrací v povrchových vodách zvyšují jejich trofii – úživnost. V této souvislosti lze hovořit o „zamoření živinami“ - eutrofizaci, které se projevuje řadou symptomatických změn vodního ekosystému, změnami v kvalitě vody nebo ovlivněním ekologické rovnováhy. Ač lze nalézt práce zdůrazňující, že eutrofizace je přirozený proces jehož důsledkem byly masové nárůsty sinic a řas i v historicky poměrně dávné době [1], je těžké souhlasit se závěry, že tyto nárůsty jsou normální a že není třeba jejich výskyt považovat za nežádoucí či patologický. Cílem semináře Eutrofizace 2000 je v první řadě informovat všechny zájemce o tento dnes velmi aktuální problém a vytvořit platformu pro jeho odborné řešení.

Definice pojmu

Eutrofizace je soubor přírodních a uměle vyvolaných procesů vedoucích ke zvyšování obsahu anorganických živin stojatých a tekoucích vod. Eutrofizace je přírodní děj, jenž v důsledku lidské činnosti přesáhl přirozené meze. Přírodní eutrofizace je způsobena uvolňováním dusíku a fosforu, případně silikátů, z půdy, sedimentů a odumřelých vodních organismů. Umělá eutrofizace je způsobena intenzivní zemědělskou výrobou, některými druhy průmyslových odpadních vod, používáním polyfosforečnanů v pracích a čistících prostředcích a zvýšenou produkcí komunálních odpadních vod a odpadů fekálního charakteru [2].

Důsledky eutrofizace vodního prostředí

Všeobecně známým projevem eutrofizace je pravidelný masový rozvoj vodního květu sinic či vegetačního zbarvení, tvořeného zelenými řasami nebo i rozsivkami, případně některými druhy vyšších rostlin. Nastává obvykle v letních měsících, kdy je dostatek tepla a slunečního světla. Nadměrný nárůst fytoplanktonu způsobuje problémy vyšším rostlinám a zapříčiňuje jejich úbytek. Jedním z důsledků je pak i snížená samočistící schopnost řek a jezer. Řasy a sinice, jež se shromažďují u hladiny, vytvářejí bariéru slunečním paprskům, které se nedostanou k organismům ve větší hloubce. Velká koncentrace fytoplanktonu způsobuje úbytek citlivějších organismů, jejichž místo pak zaujmají výhradně organismy odolnější, které se v důsledku malého množství přirozených více citlivých konzumentů a predátorů přemnožují a způsobují další, mnohdy nevratné, změny v ekosystémech. Odolná makrofyta pak například rychlým a nelimitovaným růstem způsobují zarůstání toků či snižují retenční kapacitu nádrží. Bentické řasy nadměrnou produkcí biomasy snižují poréznost dnových sedimentů či např. štěrkových loží filtračních nádrží. Eutrofní vody jsou vysoce produktivní avšak podmínky v nich svědčí jen úzké škále organismů. Takže čím více narůstá produktivita či biomasa, tím klesá biodiverzita. Zejména řasy a sinice jsou bezprostředně závislé na

přísunu anorganických nutrientů a za určitých podmínek mohou v populaci převážít potenciálně nebezpečné druhy.

Dalším negativním faktorem zvýšeného výskytu řas a sinic je narušení kyslíkového režimu. Při hladině se fotosyntetickou činností vytvářejí podmínky přesycené kyslíkem a narůstá pH. Během dne sice autotrofní fytoplankton kyslík produkuje, v nočních hodinách však v důsledku jeho respirační aktivity dochází k úbytku rozpuštěného kyslíku. Ve vodě pak zejména v ranních hodinách vzniká anoxické prostředí nepříjemné pro ostatní organizmy. V mořích a oceánech jsou anoxickými podmínkami postiženy přisedle žijící organizmy. Ryby, nepodaří-li se jim tyto tzv. „dead zones“ v mořích opustit, rovněž hynou [3]. K dalšímu úbytku kyslíku dochází mikrobiálním rozkladem velkého množství odumřelých sinic a řas. Po úhynu řas a sinic jejich biomasa klesne ke dnu. Zde pak vlivem činnosti bakterií rozkládajících řasovou hmotu dochází k úbytku rozpuštěného kyslíku a opět vznikají anoxické zóny, na což jsou citlivé zejména některé bentické organizmy.

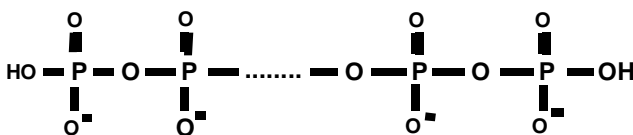
Zvýšený obsah fosforečnanů působí komplikace vodárnám, protože zhoršuje upravitelnost vody. To je závažný problém zejména v našich podmínkách, kdy je zhruba 60% zdrojů pitné vody získáváno z povrchových zdrojů. [4] Fosforečnany se významně sorbují na dnových sedimentech. Za určitých podmínek může dojít k jejich uvolňování, což následně vede opět ke zvýšené koncentraci fosforečnanů ve vodách. Následkem je velká koncentrace řas a sinic ve zdrojích pitné vody způsobující problémy vodárenským provozům. Dochází zde k ucpávání filtrů, zhoršení organoleptických vlastností upravené vody, vzniku sekundárního mikrobiálního znečištění při rozkladu organismů v rozvodné síti či k uvolňování hygienicky nepříjemných látek do vody.

Mnohé druhy sinic produkují celou řadu toxických látek. Při jejich vyšší koncentraci se mohou u koupajících se osob, zvláště u dětí a citlivějších jedinců, projevit kožní vyrážky, otoky a záněty očních spojivek. Sleduje se toxické a karcinogenní působení toxinů produkovaných řasami a zejména sinicemi. V poslední době se zkoumá i alergenní působení různých druhů řas, tvořících v přírodních vodách hromadné populace. Zatím byl prokázán vliv přítomnosti částic uschlého vodního květu ve vzduchu v okolí rybníků na zvýšený výskyt průduškového astmatu u místních obyvatel (a rybářů). Nadměrný nárůst řas rovněž brání rozvoji dalších vodních živočichů. Kromě chronických účinků jsou v poslední době zaznamenávány i případy akutní intoxikace. [5,6,7,8,9]

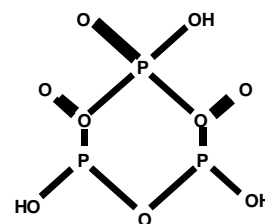
Formy výskytu fosforu

Fosfor je biogenní prvek, který zásadním způsobem ovlivňuje primární produkci zelených rostlin. Vedle dusíku je základním prvkem výživy sinic a řas. Poměr těchto dvou prvků potřebný pro optimální růst organismů je cca. 100:1, kde větší podíl má dusík. Z toho podle Liebigova zákona minima [2] vyplývá, že fosfor jako limitující prvek hraje klíčovou roli v nárůstu řasové biomasy. To znamená, čím je více fosforu v povrchových vodách, tím nastává větší produkce sinic a řas.

Fosfor tvoří s kyslíkem fosforečnany, které jsou přítomné v litosféře, biosféře, hydrosféře či atmosféře. Rozpuštěný anorganicky vázaný fosfor se může vyskytovat ve vodách ve formě



struktura katenapolyfosforečnanů



struktura kyseliny cyklotripolyfosforečné

jednoduchých nebo komplexních orthofosforečnanů nebo polyfosforečnanů v iontové nebo neiontové formě. Polyfosforečnany vyskytující se ve vodách mohou mít strukturu buď řetězovou (katenapolyfosforečnany) nebo cyklickou (cyklopolyfosforečnany). Mezi formy organicky vázaného rozpuštěného fosforu patří např. fosfáty hexos, fosfolipidy, fosfoproteiny, koenzymy ADP a ATP, nukleové kyseliny, aj. Z biologického hlediska je významná ta část rozpuštěného fosforu, která je využitelná řasami. Jde o biologicky využitelný, dostupný fosfor. Autotrofní organizmy jsou schopné asimilovat fosfor ve formě orthofosforečnanů. Extracelulární enzymy dokáží hydrolyzovat organicky vázaný fosfor do formy fosforečnanů [10,11].

Zdroje fosforečnanů

Přírodním zdrojem fosforečnanů je minerál apatit $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{F},\text{Cl},\text{OH})$. Do vodního prostředí se dostává rovněž z biologické hmoty. Antropogenním zdrojem fosforečnanů jsou odpadní vody z prádelny a textilního průmyslu, komunální odpadní vody a aplikace fosforečných hnojiv v zemědělství. Ve splaškových vodách vlivem celkového složení a přítomnosti mikroorganismů dochází k rychlé hydrolyze polyfosforečnanů na orthofosforečnany. Ve vodním roztoku nelze udržet libovolně velké koncentrace orthofosforečnanů, protože s některými látkami obsaženými ve vodách tvoří málo rozpustné sloučeniny, z nichž část se vysráží a zůstává v suspenzi a část tvoří koloidní dispersi. Odhady množství polyfosforečnanů vypouštěných ročně do našich povrchových vod se pohybují od 10 000 t do 20 000 t. Podstatná část fosforu je přítomná ve formě polyfosforečnanů, které však již v kanalizaci podléhají chemické či biologické hydrolyze na orthofosforečnany. Prací prostředky jsou významným zdrojem fosforu v komunálních odpadních vodách. Fosforečnany z hnojiv se do povrchových toků dostávají erozními splachy z polí. Význačným hnojivem je tzv. superfosfát. Příprava některých fosforečných hnojiv spočívá v převedení jejich nerozpustné formy (těžené z přírodních zdrojů) na formu rozpustnější. Zde je nutno zdůraznit rozdíl mezi bilancí fosforečnanů v hnojivech a pracích prostředcích. Zatím co veškerý fosfor obsažený v pracích prostředcích přechází do vod, v zemědělství je to jen jeho malá část (splachy z půdy, nevhodné skladování hnojiv). Fosfor z hnojiv tedy částečně přechází do nové biomasy a částečně zůstává chemicky a chemisorpcí vázán v půdě.[12]

Dělení vod podle trofie, možnosti monitoringu

Slovo trofie znamená úživnost. Bylo použito E. Naumannem, jenž rozděloval vody podle těchto ukazatelů: letní teploty při hladině, obsahu vápníku, dusíku, fosforu a podle huminových látek. Tím položil základ typologie jezer měřené stupněm úživnosti vody. Rozdělil vody do tří tříd: oligotrofní, mezotrofní a eutrofní.[13]

Oligotrofní – málo úživné – vodní plochy obsahují nutrienty málo, proto je zde poměrně méně rostlinných a živočišných druhů. Vody, které jsou na nutrienty bohatší, obsahují větší množství druhově rozmanitých organismů. Nutričně velmi bohaté prostředí (eutrofní, hypertrofní) je však ideální pouze pro některé druhy organismů, jež se pak nelimitovány jinými faktory nadměrně množí.

I když je eutrofizace jako každý přírodní jev způsobena celým komplexem faktorů, je obsah fosforu uváděn jako limitní faktor (zejména ve srovnání s obsahem dusíku). To potvrzuje i výzkum závislosti trofie jezer na obsahu dusíku a fosforu. Určující pro růst řas byla vždy koncentrace fosforu [14]. V 1 kg polyfosforečnanů je obsaženo dostatečné množství fosforu pro vytvoření 115 kg biomasy vodních rostlin. Podle množství fosforu obsaženého ve vodách lze rozlišit vody [15]:

oligotrofní	c (P)	< 10 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$
oligo-mesotrofní	c (P)	10 - 20 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$

mesotrofní	c (P)	20 - 50 $\mu\text{g.l}^{-1}$
eutrofní	c (P)	50 - 100 $\mu\text{g.l}^{-1}$
hypertrofní	c (P)	> 100 $\mu\text{g.l}^{-1}$

Metod určení zda je nebo se stává vodní plocha eutrofní je několik. Lze je rozdělit na in situ testy nebo na testy laboratorní. Jiné dělení je na postupy chemicko-fyzikální, stanovující kvalitu vody, a na biologické, používající různé biologické parametry. Mezi chemicko-fyzikální kritéria patří především koncentrace biologicky dostupného fosforu a dusíku. Velmi užitečným pomocným parametrem je koncentrace rozpuštěného kyslíku. Ta může být stanovována přímo na místě v různých hloubkových profilech. [16]

Z biologických parametrů se u nás používá stanovení trofického potenciálu (AGP – algal growth potential) v kultivátoru vyvinutém ve VÚV Brno, v Botanickém ústavu Akademie věd a na VŠCHT [17]. Jedná se o test založený na sledování nárůstu koncentrace řasové suspenze v různých koncentracích testovaných vzorků. Pro vyhodnocování se používá buď nárůst biomasy nebo změny v růstové rychlosti. Novější modifikace testů jsou prováděny v serologických destičkách či kyvetách. Tím umožňují automatické určení hustoty řasové suspenze. [18,19,20] Velmi perspektivní in situ metodou je určování koncentrace chlorofylu přímo v tocích fluorescenční spektrometrií. Podrobnější popis vývoje stanovování trofického potenciálu a jednotlivých metod je možné nalézt v těchto publikacích [21,22].

Eutrofizace ve světě

Otázka eutrofizace není nikterak lokální a netýká se pouze středoevropského regionu či snad jen naší republiky. Dnes se jedná doslova o celosvětový problém. Nadměrná eutrofizace povrchových vod začala zhruba v 50tých letech 20tého století, kdy se započalo s intenzivním a velkoplošným hnojením zemědělských ploch a kdy množství lidské populace začalo exponenciálně narůstat. Eutrofizovány jsou téměř všechny velké evropské řeky – Seina, Dunaj, Labe či Tajo [23].

V Anglii vykazuje 84% sledovaných vodních ploch (Sites of Special Scientific Interest) příznaky eutrofizace. V Benátkách vedly časté letní anoxické krize k vymizení téměř veškeré bentické makrofauny [24]. Silně eutrofizovaný je Balaton [25,26,27] či německé jezero Arendsee [28,29]. V Nizozemí se sleduje úživnost jezera Loosdrecht [30], ale i jiných oblastí [31,32]. V 60tých letech si časté nizozemské hypertrofní vodní plochy vynutily soustavnější studium a nápravu, a tak bylo možno do již téměř neosídlených jezer pozorovat od roku 1994 návrat makrofyt. [33] Ve Švédsku je zvyšování úživnosti vedle acidifikace jezer druhým nejzávažnějším problémem. Oba jevy jsou zde společně zkoumány a dávány do zajímavých souvislostí. Od roku 1920 do roku 1970 se množství použitého fosforu na hnojení zdvojnásobilo. Účinnými zásahy bylo opět docíleno snížení přísunu fosforu na hodnoty z dvacátých let. Přesto je více než 14 000 z 90 000 švédských jezer eutrofních (včetně některých největších jako Mälaren a Hjälmaren).[34] Z estonských jezer patří mezi silně eutrofizované jezero Vortsjaerv [35]. V 90tých letech byla pozorována silná anoxie i u jedněch z nejstarších jezer v Řecku a Makedonii, u jezer Ohrid a Prespa, pravděpodobně byla způsobena silně úživnými podmínkami v důsledku nešetrného zavlažování a znečištění [36]. Za posledních 30-40 let značně narostla koncentrace fosforu a dusíku v Irských jezerech [37,38].

K neevropským příkladům patří floridské jezero Apopka, jež bylo do začátku 50tých let čisté s bujnou makrofytickou vegetací a rybím oživením. Vlivem lidské činnosti se změnilo v zakalenou vodní plochu s nadměrným nárůstem řas a minimem ryb. Příčinou byl opět nadměrný přísun nutrientů. Samotným omezením přísunu živin by však k rychlému zlepšení nedošlo, jelikož velké množství nutrientů je vázáno v sedimentech, jejichž odstranění je komplikované a přírodními procesy by trvalo několik století [39]. Dalším silně

eutrofizovaným jezerem USA je jezero Mendota ve Wisconsinu [40], Travis v Texasu [41] či Coeur d' Alene v Idahu [42]. Mezi závažné problémy lze považovat stále více eutrofizovaná velká kanadsko-americká jezera [43,44].

V Chile byly zaznamenány případy otrav fyto toxiny [45]. Velká brazilská jezera jsou rovněž silně eutrofizována [46], což se projevuje nejen nárůstem sinic a řas, ale i masovým výskytem zooplanktonu [47]. Velký rozvoj užívání hnojiv a nárůst lidské populace způsobil, že se problémy s eutrofizací nevyhnuly ani velkým africkým jezerům [48,49] a přehradním nádržím [50]. Kupříkladu ve Viktoriině jezeře zmizelo v posledních desetiletích na 300 endemických druhů ryb. Za příčinu je považována eutrofizace způsobená narůstajícím množstvím odpadních vod a vzdušných emisí. [51] Silně eutrofizovaná jezera a toky lze nalézt v Číně [52,53,54], kde lze se současnou explozí průmyslové výroby očekávat výrazné změny ve vodním i vzdušném prostředí. Většina povrchových vod je eutrofizována v Korei [55]. V Austrálii, na rozdíl od Evropy kde jsou hlavními zdroji nutrientů bodové zdroje znečištění, ČOV, velkochovy dobytka, textilní průmysl a detergenty, jsou to zde především plošné zdroje a opět detergenty, jejichž přínos je tu však poněkud ignorován [56,57].

Stále častěji jsou publikovány práce sledující souvislosti mezi klimatickými změnami a masovým nárůstem sinic a řas [58,59,60]. Bouřlivé diskuse jsou vedeny o vlivu El Nino [44]. V mořích a oceánech jsou s eutrofizací rovněž problémy. Mezi silně eutrofizované oblasti Baltského moře [61,62,63] patří Finský záliv [64] či Polsko-Lotyšské pobřeží [65,66,67,68,69]. Podobná situace je v Severním moři, kde se na přísunu živin rovněž silně podílí námořní doprava a vzdušné emise [70]. Středomořské pobřeží Francie je eutrofizováno velmi silně a v poslední době se objevují problémy i v dříve lepších oblastech Biskajského zálivu a kanálu La Manche, kde proudění mořské vody přísun živin do značné míry eliminovalo. Vzárostající znečištění Seiny a pobřeží Bretaně však i tyto oblasti narušilo [71]. Eutrofizace začala být sledována v Irském moři [72]. Zejména severní oblasti Jadranu jsou silně eutrofizované [73,74,75,76]. Nepříznivá situace je v Řecké části Egejského moře, kde tato oblast v některých výzkumech slouží jako srovnávací eutrofizovaná lokalita [77].

V Mexickém zálivu se v důsledku kyslíkového deficitu způsobeného eutrofizací hovoří o „dead zones“ [3]. Předpokládá se, že příčinou je přísun nutrientů velkými americkými řekami z nichž nejvýznamnější je Mississippi. [78,79]. V Karibské oblasti jsou vážně poškozována korálová společenstva [80]. Eutrofizací jsou postižené již i korálové atoly u Austrálie [81]. Důvodem jsou především kompetitivní vztahy mezi řasami a korály [82]. Jižní Atlantik je silně eutrofizován v pobřežních oblastech Brazílie, zejména u velkých městských aglomerací [83]. Značně eutrofizované je pobřeží Japonska [84,85] či Číny a Hong-Kongu [86].

Možnosti řešení eutrofizace

Eutrofizace povrchových vod je komplexní problém a jeho řešení není jednoduché. Dodatečně odstraňovat fosfor a jiné nutrienty z odpadních vod je sice nutné, ale je reálné pouze na velkých ČOV. U lokálních zdrojů znečištění s ním lze jen těžko počítat. Vedle systémů zvýšeného odstraňování fosforu z odpadních vod na ČOV jsou hledány i chemicko-fyzikální postupy. Mezi moderní patří užití polymerních iontoměničů [87]. Některé přípravky jsou již i komerčně dostupné, například australský „PHOSLOCK“, přípravek, který je vstříkován do vodních ploch s cílem snížit koncentraci biologicky dostupného fosforu [88]. Jediná účinná cesta jak se bránit hromadnému nárůstu sinic a řas v našich vodách je prevence. Je nutné předcházet znečištění vod látkami podporujícími bujení sinic a řas. V případě, že je vodní plocha již ohrožena nárůstem vodního květu, není jiné cesty, např. při rekreačním využívání, než lokalitu uzavřít nebo dávkovat do vody takové látky, které sinice a řasy hubí. Zde se však potýkáme s celou řadou problémů:

- jakou látku dávkovat, aby hubila jen sinice či řasy a nepůsobila toxicky na jiné organismy;

- jak účinně vpravit takovou látku do vody, aby nebylo ohroženo okolí či nedocházelo k předávkování v určitých místech vodního tělesa;
- co s toxickými látkami, jež se do vody uvolní rozpadem buněk sinic;
- co s následným mikrobiálním znečištěním;
- co se vznikem anoxických zón u dna způsobených rozkladem uhynulých organismů.

Závěr

Důsledkem nárůstu koncentrace sloučenin fosforu v povrchových vodách je výše zmíněný nepřiměřený nárůst vodních řas a sinic, tzv. vodního květu. Nadměrné bujení těchto organismů způsobuje nejen sensorickou nepříjemnost vody, ale i mnoho dalších negativních jevů. Mezi ty nejzávažnější patří narušení kyslíkového režimu s následným úhynem ryb, hygienická nepříjemnost jedovatých látek produkovaných sinicemi, tzv. cyanotoxinů, špatná upravitelnost vody pro vodárenské účely či narušení ekologické rovnováhy vodního ekosystému.

V ČR se eutrofizací zabývalo před rokem 1989 více institucí (VÚV-Praha, Brno, VŠCHT, Botanický ústav ČSAV). Někteří autoři i později publikovali v mezinárodních časopisech (Žáková, Sládečková, Žáček, Straškraba, Hejzlar, Lukavský, Desortová a další).

[89,90,91,92,93].

S novou politicko-ekonomicko-„ekologickou“ situací v devadesátých letech však byla otázka eutrofizace neprávem zasunuta do ústraní. Pomineme-li krátké reklamní tažení výrobců zeolitických prostředků proti užívání fosforečnanů v detergentech, neměla široká veřejnost za posledních deset let žádnou příležitost o tomto problému slyšet. Až v loňském roce se začaly objevovat zprávy o možných toxických účincích sinic a řas. Problematika masového rozvoje vodních květů sinic byla v ČR poprvé šířeji zveřejňována v roce 1999 a to po serii tiskových konferencí Asociace Flos aquae. Zatímco v roce 1999 byla většina článků o sinicích (přehled mediálních ohlasů k dispozici v archivu Flos aquae) měla příchuť senzace a místy až bulvární neexaktnosti, reakce na tiskové besedy z léta 2000 se nesou v duchu přání B.Maršálka, který prosil žurnalisty o pomoc při odpovědné informační kampani pro obyvatele ČR o reálných zdravotních rizicích, spojených s toxickými cyanobakteriemi. V roce 2000 vyšlo v českých periodících cca 40-45 článků o sinicích a za mnohé jmenujme např.

Zdravotnické noviny 28.7.2000 - na titulní straně: Málo známé riziko vodních ploch (spíše pro odbornou veřejnost), Reflex 32/2000 str. 10-11 - Počkáme si až nás otráví sinice?, nebo Mladá Fronta Dnes - 4.9. 2000 str. 7. - Toxické sinice hrozí i v září. Informace připravované Asociací Flos aquae nebyly v roce 2000 určeny jen laické veřejnosti, ale především pracovníkům hygienických stanic, povodí, státní správě a vodárenským společnostem. Tato skupina expertů pracuje v oblasti eutrofizace, masového rozvoje primárních producentů a jejich ekologických, hygienických a technologických aspektech od počátku devadesátých let. V současné době je úsilí skupiny soustředěno v rámci mezinárodních projektů na identifikaci a kvantifikaci biomasy a toxinů cyanobakterií, sinic, a možnosti omezení jejich masového rozvoje. Jako službu odborné i laické veřejnosti zpřístupnila Asociace Flos aquae informační servis na internetu na adrese www.sinice.cz [94].

Nyní, kdy se Evropská unie začíná o eutrofizaci intenzivně zajímat bychom i my měli začít hledat její účinná řešení jak na úrovni vodohospodářské tak občansko-spoolečenské.

1 MC GOWAN, S., BRITTON, G., HAWORTH, E., MOSS, B.: ANCIENT BLUE-GREEN BLOOMS. LIMNOLOGY AND OCEANOGRAPHY VOL. 44, NO. 2, PP. 436-439, 1999.

2 SMITH, V.H., TILMAN, G.D., NEKOLA, J.C.: EUTROPHICATION: IMPACTS OF EXCESS NUTRIENT INPUTS ON FRESHWATER, MARINE, AND TERRESTRIAL ECOSYSTEMS. ENVIRONMENTAL POLLUTION 100: (1-3) 179-196 1999.

- 3** SHAW, R.: GULF ZONE A DEADLY POOL OF DISTANT SOURCES. ENVIRONMENTAL NEWS NETWORK, 19.2.2000.
- 4** ŽÁČEK, L.: ÚPRAVA EUTROFIZOVANÝCH VOD. IN: SB. SEM. „AKTUÁLNÍ OTÁZKY VODÁRENSKÉ BIOLOGIE“, ČVTVS PRAHA, S.1-10, 1993.
- 5** MARŠÁLEK, B., KERŠNER, V., MARVAN, P.: VODNÍ KVĚTY SINIC.NADATIO FLOS-AQUAE, BRNO,1996.
- 6** PREMAZZI, G., VOLTERA, L.: MICROPHYTE TOXINS. ECSC-EEC-EAEC, BRUSSEL, LUXEMBOURG, 1993.
- 7** HELEGRAFF, J.C.: ALGAL TOXINS. – ENVIRONM. TECHNOL. 23(5): PP.271-285. 1993.
- 8** RESSOM, R., SOONG, F.S., FITZGERALD, J., TURCZYNOWICZ, L., ELL SAADI, O., RODER, D.: HEALTH EFFECTS OF TOXIC CYANOBACTERIA (BLUE-GREEN ALGAE). – NATIONAL HEALTH AND MEDICAL RESEARCH COUNCIL, AUSTRALIA. 108 PP. 1994.
- 9** SHAPIRO, J.: BLUE-GREEN ALGAE: HOW THEY BECOME DOMINANT. – SCIENCE 179: PP.382-384. (1973)
- 10** CORRELL, D.L.: PHOSPHORUS: A RATE LIMITING NUTRIENT IN SURFACE WATERS. POULT-SCI; VOL 78, ISS 5, 1999, P674-82.
- 11** PITTER, P.: HYDROCHEMIE. SNTL. PRAHA 1990.
- 12** PITTER, P.: POLYFOSFOREČNANY V PRACÍCH PROSTŘEDCÍCH Z VODOHOSPODÁŘSKÉHO HLEDISKA. - CHEMICKÝ PRŮMYSL ROČ. 45/70, NO.6 (1995).
- 13** STRNADOVÁ, N., GRAU, P.: STANOVENÍ TROFICKÉHO POTENCIÁLU. MLVH ČSR A VÚV PRAHA, S.103, 1976.
- 14** HUTZINGER, O., ED.: THE HANDBOOK OF ENVIRONMENTAL CHEMISTRY. VOL.3, DETERGENTS. BERLIN, 1992.
- 15** ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT, EUTROPHICATION OF WATER, MONITORING, ASSESSMENT AND CONTROL (PARIS, OECD, 1982).
- 16** KELLY, M.G., WHITTON, B.A.: BIOLOGICAL MONITORING OF EUTROPHICATION IN RIVERS. HYDROBIOLOGIA, VOL. 384, NO. 1-3, PP. 55-67, 1998.
- 17** MARVAN, P., PŘIBIL, S., SLÁDEČKOVÁ, A., ŽÁKOVÁ, Z.: NÁVRH JEDNOTNÉ METODY STANOVENÍ TROFICKÉHO POTENCIÁLU VODY. VODNÍ HOSPODÁŘSTVÍ, SER. B, 31(1): 5-8, 1981.
- 18** LUKAVSKÝ, J.: THE EVALUATION OF ALGAL GROWTH-POTENTIAL (AGP) AND TOXICITY OF WATER BYMINIATURIZED GROWTH BIOASSAY. WATER RESEARCH 26: (10) 1409-1413 OCT 1992.
- 19** LUKAVSKÝ, J.: A SIMPLE CULTIVATION UNIT FOR THE EVALUATION OF ALGAL GROWTH-POTENTIAL AND TOXICITY OF WATER WATER RESEARCH 19: (2) 269-270 1985.
- 20** LUKAVSKÝ, J.: THE EVALUATION OF ALGAL GROWTH-POTENTIAL BY CULTIVATION ON SOLID MEDIA. WATER RESEARCH 17: (5) 549-558 1983.
- 21** ŽÁKOVÁ, Z. (ED.): STANOVENÍ TROFICKÉHO POTENCIÁLU VODY. METODICKÁ PŘÍRUČKA. DŮM TECHNIKY ČSVTS. BRNO, 1981.
- 22** STRNADOVÁ, N., GRAU, P.: STANOVENÍ TROFICKÉHO POTENCIÁLU VODY. MLVH ČSR A VÚV PRAHA, PRAHA 1976.
- 23** MARQUES, R.T., BOAVIDA, M.J: MONITORING WATER QUALITY IN THE PORTUGUESE RESERVOIRS OF THE RIVER TEJO WATERSHED. VERH. INT. VER. THEOR. ANGEW. LIMNOL./PROC. INT. ASSOC. THEOR. APPL. LIMNOL./TRAV. ASSOC. INT. LIMNOL. THEOR. APPL. VOL. 26, NO. 2, 1997. SCHWEIZERBARTSCHE VERLAGSBUCHHANDLUNG STUTTGART (FRG).
- 24** TAGLIAPIETRA, D., PAVAN, M., WAGNER, C.:MACROBENTHIC COMMUNITY CHANGES RELATED TO EUTROPHICATION IN PALUDE DELLA ROSA (VENETIAN LAGOON, ITALY). ESTUARINE, COASTAL AND SHELF SCIENCE VOL. 47, NO. 2, PP. 217-226, 1998.
- 25** PADISAK, J., REYNOLDS, C.S.: SELECTION OF PHYTOPLANKTON ASSOCIATIONS IN LAKE BALATON, HUNGARY, IN RESPONSE TO EUTROPHICATION AND RESTORATION MEASURES, WITH SPECIAL REFERENCE TO THE CYANOPROKARYOTES. HYDROBIOLOGIA, VOL. 384, NO. 1-3, PP. 41-53, 1998.
- 26** SOMLYODY, L., ROIJACKERS, R. (ED.), AALDERINK, R.H. (ED.), BLOM, G. (ED.): EUTROPHICATION MODELING, MANAGEMENT AND DECISION MAKING: THE KIS-BALATON CASE. WATER SCIENCE & TECHNOLOGY, VOL. 37, NO. 3, 1998.
- 27** BIRO, P.: TEMPORAL VARIATION IN LAKE BALATON AND ITS FISH POPULATIONS. ECOLOGY OF FRESHWATER FISH VOL. 6, NO. 4, PP. 196-216, 1997.

- 28** SCHARF, B.W.: EUTROPHICATION HISTORY OF LAKE ARENDSEE (GERMANY). PALAEOGEOGRAPHY, PALAEOCLIMATOLOGY, PALAEOECOLOGY. VOL. 140, NO. 1-4, PP. 85-96, 1998.
- 29** FINDLAY, D.L., KLING, H.J., ROENICKE, H., FINDLAY, W.J.: A PALEOLIMNOLOGICAL STUDY OF EUTROPHIED LAKE ARENDSEE (GERMANY). J. PALEOLIMNOL. VOL. 19, NO. 1, PP. 41-54, 1998.
- 30** ENGELEN, G.B., KAL, B.F.M., BUYSE, J.J., VANPRUISSSEN, F.G.M.: THE HYDROLOGY OF THE LOOSDRECHT LAKES AREA. HYDROBIOLOGIA 233: (1-3) 21-38 MAY 15 1992.
- 31** VANLIERE, L., GULATI, R.D.: RESTORATION AND RECOVERY OF SHALLOW EUTROPHIC LAKE ECOSYSTEMS IN THE NETHERLANDS. HYDROBIOLOGIA 233: (1-3) 283-287 MAY 15 1992.
- 32** VAN DER MOLEN, D.T., PORTIELJE, R., BOERS, P.C.M., LIJKLEMA, L.: CHANGES IN SEDIMENT PHOSPHORUS AS A RESULT OF EUTROPHICATION AND OLIGOTROPHICATION IN LAKE VELUWE, THE NETHERLANDS. WATER RESEARCH VOL. 32, NO. 11, PP. 3281-3288, 1998.
- 33** MAASDAM, R., CLAASSEN, T.H.L.: TRENDS IN WATER QUALITY AND ALGAL GROWTH IN SHALLOW FRISIAN LAKES, THE NETHERLANDS. EUTROPHICATION RESEARCH. STATE OF THE ART: INPUTS, PROCESSES, EFFECTS MODELLING, MANAGEMENT. PP. 177-184, WATER SCIENCE & TECHNOLOGY, VOL. 37, NO. 3, 1998.
- 34** BERNES, C.: EUTROPHICATION OF SOIL AND WATER. SWEDISH ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. SWEDIEN ENVIRONET. 2000.
- 35** NOGES, P., JAERVET, A., TUVIKENE, L., NOGES, T.: THE BUDGETS OF NITROGEN AND PHOSPHORUS IN SHALLOW EUTROPHIC LAKE VORTSJAERV (ESTONIA). HYDROBIOLOGIA, VOL. 363, NO. 1-3, PP. 219-227, 1998.
- 36** LOEFFLER, H., SCHILLER, E., KUSEL, E., KRAILL, H.: LAKE PRESPA, A EUROPEAN NATURAL MONUMENT, ENDANGERED BY IRRIGATION AND EUTROPHICATION? HYDROBIOLOGIA, VOL. 384, NO. 1-3, PP. 69-74, 1998.
- 37** FOY, R.H.: A PHOSPHORUS LOADING MODEL FOR NORTHERN IRISH LAKES. WATER RESEARCH 26: (5) 633-638 MAY 1992.
- 38** ALLEN, J.R., SLINN, D.J., SHAMMON, T.M., HARTNOLL, R.G., HAWKINS, S.J.: EVIDENCE FOR EUTROPHICATION OF THE IRISH SEA OVER FOUR DECADES. LIMNOLOGY AND OCEANOGRAPHY VOL. 43, NO. 8, PP. 1970-1974, 1998.
- 39** BACHMANN, R.W., HOYER, M.V., CANFIELD, D.E.: THE RESTORATION OF LAKE APOPKA IN RELATION TO ALTERNATIVE STABLE STATES. HYDROBIOLOGIA 394: 219-232 1999.
- 40** LATHROP, R.C., CARPENTER, S.R., STOW, C.A., SORANNO, P.A., PANUSKA, J.C.: PHOSPHORUS LOADING REDUCTIONS NEEDED TO CONTROL BLUE-GREEN ALGAL BLOOMS IN LAKE MENDOTA. CANADIAN JOURNAL OF FISHERIES AND AQUATIC SCIENCES VOL. 55, NO. 5, PP. 1169-1178, 1998.
- 41** RAST, W.R.: NONPOINT SOURCE CONTAMINATION AND EUTROPHICATION OF THE SANDY CREEK EMBAYMENT OF LAKE TRAVIS, TEXAS. FEDRIP DATABASE, NATIONAL TECHNICAL INFORMATION SERVICE (NTIS) 1993.
- 42** WOODS, P.F.: EUTROPHICATION AND TRACE-ELEMENT CONTAMINATION OF COEUR D' ALENE LAKE, IDAHO. FEDRIP DATABASE, NATIONAL TECHNICAL INFORMATION SERVICE (NTIS) 1993.
- 43** DAVIS, C.C.: EVIDENCE FOR THE EUTROPHICATION OF LAKE ERIE FROM PHYTOPLANKTON RECORDS. LIMNOLOGY AND OCEANOGRAPHY VOL. 9, NO. 3, PP. 275-283, 1964.
- 44** NICHOLLS, K.H.: EL NINO, ICE COVER, AND GREAT LAKES PHOSPHORUS: IMPLICATIONS FOR CLIMATE WARMING: LIMNOLOGY AND OCEANOGRAPHY VOL. 43, NO. 4, PP. 715-719, 1998.
- 45** LAGOS, N.: MICROALGAL BLOOMS: A GLOBAL ISSUE WITH NEGATIVE IMPACT IN CHILE. BIOLOGICAL RESEARCH VOL 31, ISS 4, 1998, P375-86.
- 46** BEYRUTH, Z., CALEFFI, S., ZANARDI, E., CARDOSO, E., ROCHA, A.A.: WATER QUALITY OF GUARAPIRANGA RESERVOIR, SAO PAULO, BRAZIL, 1991-1992. VERH. INT. VER. THEOR. ANGEW. LIMNOL./PROC. INT. ASSOC. THEOR. APPL. LIMNOL./TRAV. ASSOC. INT. LIMNOL. THEOR. APPL. VOL. 26, NO. 2, 1997. SCHWEIZERBARTSCHE VERLAGSBUCHHANDLUNG STUTTGART (FRG).
- 47** PINTO COELHO, R.M.: EFFECTS OF EUTROPHICATION ON SEASONAL PATTERNS OF MESOZOOPANKTON IN A TROPICAL RESERVOIR: A 4-YEAR STUDY IN PAMPULHA LAKE, BRAZIL. FRESHWATER BIOLOGY VOL. 40, NO. 1, PP. 159-173, 1998.
- 48** MARSHALL, B.E., REMANE, K. (ED.): EUTROPHICATION IN AFRICAN LAKES AND ITS IMPACT ON FISHERIES. AFRICAN INLAND FISHERIES, AQUACULTURE AND THE ENVIRONMENT, FISHING NEWS BOOKS, PP. 166-174, 1997. FISHING NEWS BOOKS.

- 49** BERG, H., KAUTSKY, N., REMANE, K. (ED.): PERSISTENT POLLUTANTS IN THE LAKE KARIBA ECOSYSTEM - A TROPICAL MAN-MADE LAKE. AFRICAN INLAND FISHERIES, AQUACULTURE AND THE ENVIRONMENT, FISHING NEWS BOOKS, PP. 115-135, 1997.
- 50** COGELS, F.X., THIAM, A., GAC, J.Y.: INITIAL EFFECTS OF THE SENEGAL RIVER DAMS ON THE LAC DE GUIERS. REV.-HYDROBIOL.-TROP. VOL. 26, NO. 2, PP. 105-117, 1993.
- 51** KLING, G.W., REINTHAL, P.N., GIBLIN, A.E.: LAKE VICTORIA: STRUCTURE AND FUNCTION OF A TROPICAL ECOSYSTEM. FEDRIP DATABASE, NATIONAL TECHNICAL INFORMATION SERVICE (NTIS) 1996.
- 52** MANXIN, W., BENMAO, H.: A STUDY ON EUTROPHICATION AND RED TIDE FORMATION IN LIANZHOU BAY. TROP.-OCEANOL./REDAI-HAIYANG, VOL. 17, NO. 4, PP. 65-72, 1998.
- 53** SHEN, J., KUO, A.Y.: APPLICATION OF INVERSE METHOD TO CALIBRATE ESTUARINE EUTROPHICATION MODEL. JOURNAL OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING VOL. 124, NO. 5, PP. 409-418, 1998.
- 54** PU PEIMIN, HU WEIPING, YAN JINGSONG, WANG GUOXIANG, HU CHONGHU, MITSCH, W.J. (ED.), BROWN M.T. (ED.): A PHYSICO-ECOLOGICAL ENGINEERING EXPERIMENT FOR WATER TREATMENT IN A HYPERTROPHIC LAKE IN CHINA. ECOLOGICAL ENGINEERING AT ECOSUMMIT 96, ELSEVIER SCIENCE B.V. PP. 179-190, ECOLOGICAL ENGINEERING [ECOL. ENG.] VOL. 10, NO. 2, 1998.
- 55** HO DONG, P., BOMCHUL, K., ENKYONG, K., OKINO, T.: HEPATOTOXIC MICROCYSTINS AND NEUROTOXIC ANATOXIN-A IN CYANOBACTERIAL BLOOMS FROM KOREAN LAKES. ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND WATER QUALITY, 13 (3) 225-234, 1998.
- 56** HERATH, G.: FRESHWATER ALGAL BLOOMS AND THEIR CONTROL: COMPARISON OF THE EUROPEAN AND AUSTRALIAN EXPERIENCE. JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT VOL. 51, NO. 2, PP. 217-227, 1997.
- 57** BANENS, R.J., DAVIS, J.R., ROIJACKERS, R. (ED.), AALDERINK, R.H. (ED.), BLOM, G. (ED.): COMPREHENSIVE APPROACHES TO EUTROPHICATION MANAGEMENT: THE AUSTRALIAN EXAMPLE. EUTROPHICATION RESEARCH. STATE OF THE ART: INPUTS, PROCESSES, EFFECTS MODELLING, MANAGEMENT, PP. 217-225, WATER SCIENCE & TECHNOLOGY, VOL. 37, NO. 3, 1998.
- 58** NEFF, R., CHANG, H.J., KNIGHT, C.G., NAJJAR, R.G., YARNAL, B., WALKER, H.A.: IMPACT OF CLIMATE VARIATION AND CHANGE ON MID-ATLANTIC REGION HYDROLOGY AND WATER RESOURCES. CLIMATE RESEARCH 14: (3) 207-218 MAY 2 2000.
- 59** HASSAN, H., HANAKI, K., MATSUO, T.: A MODELING APPROACH TO SIMULATE IMPACT OF CLIMATE CHANGE IN LAKE WATER QUALITY: PHYTOPLANKTON GROWTH RATE ASSESSMENT. RESERVOIR MANAGEMENT AND WATER SUPPLY--AN INTEGRATED SYSTEM, PP. 177-185, WATER SCIENCE & TECHNOLOGY, VOL. 37, NO. 2, 1998.
- 60** MULHOLLAND, P.J., BEST, G.R., ET ALL.: EFFECTS OF CLIMATE CHANGE ON FRESHWATER ECOSYSTEMS OF THE SOUTH-EASTERN UNITED STATES AND THE GULF COAST OF MEXICO. HYDROLOGICAL PROCESSES 11: (8) 949-970 JUN 30 1997.
- 61** GRACA, B., BOLALEK, J.: FORMS OF PHOSPHORUS IN SEDIMENTS FROM THE GULF OF GDANSK. APPL.-GEOCHEM. VOL. 13, NO. 3, PP. 319-327, 1998.
- 62** SOEDERQVIST, T.: WHY GIVE UP MONEY FOR THE BALTIC SEA? ENVIRONMENTAL AND RESOURCE ECONOMICS VOL. 12, NO. 2, PP. 249-254, 1998.
- 63** SCHIEWER, U.: 30 YEARS' EUTROPHICATION IN SHALLOW BRACKISH WATERS - LESSONS TO BE LEARNED. HYDROBIOLOGIA, VOL. 363, NO. 1-3, PP. 73-79, 1998.
- 64** LAPPALAINEN, A., PONNI, J.: EUTROPHICATION AND RECREATIONAL FISHING ON THE FINNISH COAST OF THE GULF OF FINLAND. FISHERIES MANAGEMENT AND ECOLOGY 7: (4) 323-335 JUN 2000.
- 65** OJAVEER, H., LANKOV, A., EERO, M., KOTTA, J., KOTTA, I., LUMBERG, A.: CHANGES IN THE ECOSYSTEM OF THE GULF OF RIGA FROM THE 1970S TO THE 1990S. ICES JOURNAL OF MARINE SCIENCE 56: 33-40, SUPPL. S DEC 1999.
- 66** CEDERWALL, H., JERMAKOV, V., LAGZDINS, G.: LONG-TERM CHANGES IN THE SOFT-BOTTOM MACROFAUNA OF THE GULF OF RIGA. ICES JOURNAL OF MARINE SCIENCE 56: 41-48, SUPPL. S DEC 1999.
- 67** SEPPAELAE, J., BALODE, M.: THE USE OF SPECTRAL FLUORESCENCE METHODS TO DETECT CHANGES IN THE PHYTOPLANKTON COMMUNITY. HYDROBIOLOGIA, VOL. 363, NO. 1-3, PP. 207-217, 1998.
- 68** SCHIEWER, U.: 30 YEARS' EUTROPHICATION IN SHALLOW BRACKISH WATERS - LESSONS TO BE LEARNED. HYDROBIOLOGIA, VOL. 363, NO. 1-3, PP. 73-79, 1998.
- 69** GRACA, B., BOLALEK, J.: FORMS OF PHOSPHORUS IN SEDIMENTS FROM THE GULF OF GDANSK APPL.-GEOCHEM. VOL. 13, NO. 3, PP. 319-327, 1998.

- 70** KAISER, J., LUTTER, S.: DO WE HAVE THE RIGHT STRATEGIES TO COMBAT EUTROPHICATION IN THE WADDEN SEA? A CRITICAL REVIEW OF CURRENT POLICIES. ECOSYSTEM RESEARCH IN THE WADDEN SEA AREA. 9. INTERNATIONAL SCIENTIFIC WADDEN SEA SYMPOSIUM, NORDERNEY, GERMANY, 5.- 8.11. 1996. SENCKENB. MARIT. VOL. 29, NO. 1-6, PP. 17-24, 1998.
- 71** MENESGUEN, A.: L'UTILISATION DE MODELES ECOLOGIQUES DANS LA LUTTE CONTRE L'EUTROPHISATION DES EAUX COTIERES FRANCAISES. (USE OF ECOLOGICAL MODELS IN THE FIGHT AGAINST EUTROPHICATION OF FRENCH COASTAL WATERS). NO. 24, PP. 31-48, ACTES COLLOQ. IFREMER, 1999. IFREMER PLOUZANE (FRANCE).
- 72** ALLEN, J.R., SLINN, D.J., SHAMMON, T.M., HARTNOLL, R.G., HAWKINS, S.J.: EVIDENCE FOR EUTROPHICATION OF THE IRISH SEA OVER FOUR DECADES. LIMNOLOGY AND OCEANOGRAPHY VOL. 43, NO. 8, PP. 1970-1974, 1998.
- 73** EVANS, W.A., TODARO, M.A., HUMMON, W.D.: EUTROPHICATION AND GASTROTRICH DIVERSITY IN THE NORTHERN ADRIATIC SEA. MAR-POLLUT-BULL. 26/5 (268-272) 1993.
- 74** BONI, L., COCCAGNA, L., FERRARI, D.: THE TROPHIC POTENTIAL OF SEWAGE EFFLUENT RESULTING FROM VARIOUS LEVELS OF TREATMENT. WATER-RES. 25/10 (1255-1261) 1991.
- 75** DEGOBBIS, D.: INCREASED EUTROPHICATION OF THE NORTHERN ADRIATIC SEA. SECOND ACT. MAR-POLLUT-BULL. 20/9 (452-457) 1989.
- 76** NESPOLI, G.: EUTROPHICATION OF THE COASTAL WATERS OF THE NORTH ADRIATIC SEA. NATIONAL AND REGIONAL INTERVENTION PROGRAMS. ANN-NEW-YORK-ACAD-SCI. 534/- (946-949) 1988.
- 77** KITSIOU, D., KARYDIS, M.: CATEGORICAL MAPPING OF MARINE EUTROPHICATION BASED ON ECOLOGICAL INDICES. SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT 255: (1-3) 113-127 JUN 8 2000.
- 78** CHESNEY, E.J., BALTZ, D.M., THOMAS, R.G.: LOUISIANA ESTUARINE AND COASTAL FISHERIES AND HABITATS: PERSPECTIVES FROM A FISH'S EYE VIEW. ECOLOGICAL APPLICATIONS 10: (2) 350-366 APR 2000.
- 79** MORTAZAVI B, IVERSON R.L., LANDING W.M, HUANG W.R.: PHOSPHORUS BUDGET OF APALACHICOLA BAY: A RIVER-DOMINATED ESTUARY IN THE NORTHEASTERN GULF OF MEXICO. MARINE ECOLOGY-PROGRESS SERIES 198: 33-42, 2000.
- 80** MCCLANAHAN,T.R., MUTHIGA, N.A.: AN ECOLOGICAL SHIFT IN A REMOTE CORAL ATOLL OF BELIZE OVER 25 YEARS. ENVIRONMENTAL CONSERVATION VOL. 25, NO. 2, PP. 122-130, 1998.
- 81** BELL, P.R.F.: EUTROPHICATION AND CORAL REEFS - SOME EXAMPLES IN THE GREAT BARRIER REEF LAGOON. WATER RESEARCH. 26/5 (553-568) 1992.
- 82** MILLER, M.W.: CORAL/SEAWEED COMPETITION AND THE CONTROL OF REEF COMMUNITY STRUCTURE WITHIN AND BETWEEN LATITUDES. OCEANOGR.-MAR.-BIOL.-ANNU.-REV. VOL. 36, PP. 65-96, 1998.
- 83** PARANHOS, R.: WATER POLLUTION TRENDS IN GUANABARA BAY, BRAZIL. WITH RIVERS TO THE SEA: INTERACTION OF LAND ACTIVITIES, FRESH WATER AND ENCLOSED COASTAL SEAS, SIWI, STOCKHOLM INTERNATIONAL WATER INSTITUTE. REPORT, NO. 2, 1998. SIWI.
- 84** HIGASHI, T., YAMADA, M., MONTANI, S., HIROTANI, J., YANAGI, T.: DEVELOPMENT AND CHARACTERISTICS OF OXYGEN-DEFICIENT WATER MASS IN HYPERTROPHIC DOKAI BAY, JAPAN. NIPPON SUISAN GAKKAISHI, VOL. 64, NO. 2, PP. 204-210, 1998.
- 85** STONIK, I.V., SELINA, M.S.: PHYTOPLANKTON AS AN INDICATOR OF EUTROPHIC WATER LEVELS IN PETER THE GREAT BAY, SEA OF JAPAN. RUSSIAN JOURNAL OF MARINE BIOLOGY VOL. 21, NO. 6, PP. 356-359, 1995.
- 86** CHAU, K.W., JIN, H.: EUTROPHICATION MODEL FOR A COASTAL BAY IN HONG KONG. JOURNAL OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING VOL. 124, NO. 7, PP. 628-638, 1998.
- 87** ZHAO, D., SENGUPTA, A.K.: ULTIMATE REMOVAL OF PHOSPHATE FROM WASTEWATER USING A NEW CLASS OF POLYMERIC ION EXCHANGERS. WATER RESEARCH VOL. 32, NO. 5, PP. 1613-1625, 1998.
- 88** ENN: RESEARCHERS STARVE TOXIC ALGAE TO NOURISH RIVERS. ENVIRONMENTAL NEWS NETWORK, JANUARY 10, 2000.
- 89** SLADEČKOVÁ, A., ŽÁČEK, L.: TECHNOLOGICAL AND HYGIENIC CONSEQUENCES OF RESERVOIRS EUTROPHICATION IN THE CZECH REPUBLIC. WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY 37: (2) 195-202 1998.
- 90** STRAŠKRABA, M., DOSTÁLKOVÁ, I., HEJZLAR, J., VYHNÁLEK, V.: THE EFFECT OF RESERVOIRS ON PHOSPHORUS CONCENTRATION. INTERNATIONALE REVUE DER GESAMTEN HYDROBIOLOGIE. 80: (3) 403-413 1995.

91 ŽÁKOVÁ, Z., BERÁNKOVÁ, D., KOČKOVÁ, E., KŘÍŽ, P.: INFLUENCE OF DIFFUSE POLLUTION ON THE EUTROPHICATION AND WATER-QUALITY OF RESERVOIRS IN THE MORAVA RIVER BASIN. WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY 28: (3-5) 79-90 1993.

92 MLEJNKOVÁ, H., ŽÁKOVÁ, Z.: USE OF MICROBIOLOGICAL AND BIOLOGICAL METHODS FOR MONITORING THE INFLUENCE OF DIFFUSE POLLUTION ON RESERVOIR'S WATER QUALITY. WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY 33: (4-5) 341-347 1996.

93 BOROVEC, J., HEJZLAR, J., VYHNÁLEK, V.: PHOSPHORUS CYCLING IN A DIMICTIC RESERVOIR - THE SEC RESERVOIR (CZECH REPUBLIC). INTERNATIONAL REVIEW OF HYDROBIOLOGY 83: 295-302, SP. ISS. SI 1998.

94 MARŠÁLEK, B.(2000): WWW.SINICE .CZ.