

SBORNÍK PŘÍSPĚVKŮ

15. KONFERENCE

ČESKÉ LIMNOLOGICKÉ SPOLEČNOSTI A SLOVENSKEJ LIMNOLOGICKEJ SPOLOČNOSTI



Editoři: Lenka Kröpfelová a Jana Šulcová

Kulturní a kongresové centrum Roháč

Třeboň

22.- 26. června 2009

Vážené kolegyně a kolegové,

otevíráme sborník referátů z již 15. konference České limnologické společnosti a Slovenské limnologické společnosti. Patnácté proto, že i po rozdělení ČSLS pracujeme v mnohém společně a vývoj datujeme od společného začátku založení „Limnospolu“ v roce 1965.

ČLS i SLS slouží především jako nástroj pro komunikaci limnologů, od praktiků po vědce, od zkušených po začátečníky a studenty. V tom jsou vedle periodických tiskovin zásadní právě konference, na kterých se všichni setkávají osobně a na kterých prezentují své výsledky - výsledky, které si pro prezentaci na tomto fóru z řady důvodů vybrali a ke kterým očekávají diskusi s kolegy.

Na patnácti konferencích jsme vyzkoušeli řadu systémů prezentace výsledků a jejich publikace – podle zvyklostí příslušné doby a hlavně podle počtu, rozsahu a struktury přihlášených příspěvků. Pro tuto konferenci jsme zvolili jednoduchý způsob prezentace výsledků pro všechny, bez organizace souběžných sekcí, a průběžnou prezentaci posterů. V tomto sborníku jsou v abecedním pořadí otištěny třístránkové abstrakty přednášek a jednostránkové abstrakty posterů, zpracované autory podle instrukcí organizačního výboru. Texty slouží jako podklad pro diskusi s autory, na konferenci i po ní.

Můžeme si říci, že jsme v období po 14. konferenci zase pokročili, kromě obecného pokroku vědy a laboratorních metod také v rozvíjení kontaktu s oblastí aplikace našich výsledků a ve vzájemné komunikaci. Přítomnost je jen mžik, takže se již těšíme na další pokrok, který uvidíme a zažijeme na 16. konferenci.

Přejeme zdar konferenci a výborům ČLS a SLS, které budou pracovat v příštím funkčním období.

Za Programový výbor konference a
za 15. Hlavní výbor České limnologické společnosti,

Josef K. Fuksa,
předseda.

Třeboň, červen 2009

OBSAH

G. N. D. Addico, J. Květ: Experimentální simulace omezování porostů volně plovoucích makrofyt tokozely nadmuté (<i>Eichhornia crassipes</i>) a nepukalky obtížné (<i>Salvinia molesta</i>)	13
D. Baudišová, A. Benáková: Mikrobiální společenstva v antropogenně silně ovlivněném toku Lužická Nisa	15
I. Beděrková, J. Švehla, J. Kučera, V. Chrástný: Využití bioakumulačních schopností vodních mechů k posouzení znečištění toku horní Malše vybranými rizikovými prvky.	16
P. Beracko, I. Krno, E. Bulánková, J. Lukáš, J. Ořahel, R. Pazúr: Vplyv využitia krajiny na kvantitatívne parametre spoločenstva makrozoobentosu v podhorskom úseku karpatských vápencových tokov.	17
M. Bílý, K. Kadlecová: Výskyt a migrační schopnosti raků v povodí Stroupinského potoka v CHKO Křivoklátsko	21
M. Bláha, M. Hulák, J. Slouková, J. Tešitel: Molekulární a morfometrická identifikace buchanek rodu <i>Acanthocyclops</i>	23
J. Bojková, J. Schenková, V. Opravilová, M. Fránková, M. Horsák, J. Helešic: Variabilita vodních organismů v závislosti na minerální bohatosti západokarpatských slatinišť	24
E. N. Boldareva, I. A. Bryantseva, P. Hrouzek, M. Koblížek, V. M. Gorlenko: Anoxygenic phototrophs from meromictic soda lake Doroninskoe (East Siberia).....	25
K. Bottová, T. Derka, M. Svitok: Populačná dynamika podeniiek (Ephemeroptera) v tokoch s odlišným teplotným režimom	26
K. Brabec, K. Kubošová, I. Martincová, J. Jarkovský, O. Hájek: Koexistence taxonů z čeledi pakomárovitých v tekoucích vodách: význam faktorů prostředí a struktury společenstva.....	29
L. Brabcová, I. Buriánková, S.-H. Lee, Do-H. Kim, J. Cupalová, M. Rulík: Fylogenetická analýza metanogenních archeí a metanotrofních bakterií v hyporheickém sedimentu pomocí klonování a sekvenace genů mcra a 16s rRNA genů	31
M. Černý, M. Repovský, V. Sacherová: Genetická variabilita perlooček <i>Daphnia curvirostris</i> a <i>D. pulex</i> z jarních periodických vod: efekt disperse a lokálních procesů v hierarchii povodí.....	33
T. Čejka: Malakofauna malých vodných nádrží v Malých Karpatoch (predbežné výsledky)	36
L. Červenková, L. Nedbalová: Fytoplankton tatranských ples: faktory ovlivňující druhové složení a biomasu	37

Z. Čiamporová-Zaťovičová, Z. Pastuchová, T. Čejka, D. Illéšová, F. Čiampor: Malé vodné nádrže ako zdroj diverzity vodných organizmov (predbežné výsledky).....	39
Z. Čiamporová-Zaťovičová, F. Čiampor Jr.: Diverzita, rozšírenie a genetická variabilita vodných chrobákov čeľade Elmidae na slovensku (úvod do výskumu)	41
M. Čiliak, S. Zahradková, T. Soldán: Stálosť a stabilita taxocenózy podeniiek (Ephemeroptera) v priebehu šiestich dekád na príklade prípadovej štúdie Jihlava-lváň	43
M. Čtvrtlíková, J. Vrba, P. Znachor, P. Hekera: Vliv toxicity hliníku a nízkého pH na raný vývoj <i>Isoëtes echinospora</i>	44
Z. Čuperová, P. Dvořák, M. Koblížek: Studium přítomnosti, diverzity a distribuce aerobních anoxygenních fototrofů ve sladkovodních ekosystémech	45
T. Derka, T. Lánzos: Vodné ekosystémy stolových hôr Guayanskej vysočiny.....	47
J. Duras, J. Potužák: Vodárenská nádrž Karhov – ekosystém v běhu.....	51
J. Duras: Kam až dospěla biomanipulace Boleveckého rybníka?.....	53
E. Mišíková Elexová, M. Lešťáková: Ďalšie záznamy o výskyte potočníkov (trichoptera: <i>Rhyacophila tristis</i> , <i>Ecclisopteryx madida</i>) v povodiach Slovenska	57
J. Elster a L. Nedbalová: Stromatolity jezer odledněné části ostrova James Ross (Antarktida)	59
D. Fiala, P. Rosendorf, T. Urbanová: Zemědělská půda v ČR – plošný zdroj znečištění vod fosforem.	60
D. Fidlerová, D. Hlúbiková: Hodnotenie ekologického stavu hraničných tokov Slovenska s Maďarskom v roku 2008 pomocou bentických rozsievok (Bacillariophyceae)	63
J. Fott, P. J. Juračka, M. Krajíček: Buchanky rodu <i>Cyclops</i> (Copepoda) v Česku a na Slovensku: morfologické znaky.....	65
J. Fott, P. J. Juračka: Povrchové kutikulární struktury v rodu <i>Cyclops</i> (Copepoda) a jejich možný ekologický význam	67
J. Fott, V. Sacherová, R. Křenová: Repatriace klíčového druhu zooplanktonu (<i>Cyclops abyssorum</i>) do horského jezera zotavujícího se z acidity	69
J. K. Fuksa: Transformace znečištění v řekách – co můžeme čekat	73
L. Havel, P. Vlasák, K. Kohušová: Hydrická rekultivace zbytkových jam po povrchové těžbě hnědého uhlí v ČR	77
M. Haviar, E. Mišíková Elexová, F. Šporka, M. Lešťáková, S. Ščerbáková: Autekológia – základ stanovenia toku.....	81
J. Helešic, J. Bojková, J. Schenková, M. Straka: Mechanismy, postup a rychlost rekolonizace drobných toků bezobratlými po krátkodobé a dlouhodobé disturbanci	85

E. Hojerová, M. Mašín, Ch. Brunet, J. M. Gasol, M. Koblížek: Rozšíření aerobních anoxygenních fotosyntetických bakterií ve Středoze­m­ním moři.....	87
K. Horáková, H. Mlejnková: Střevní patogeny ve vodách - výskyt, izolace, identifikace	88
M. Horecká, V. Nagyová, A. Švardová, L. Chomová: Cyanobaktérie na přírodních koupalištích a vodárenských nádržích na Slovensku.....	90
J. Hotový, D. Vondrák, M. Černý: Průběh kolonizace nově vytvořených tůní.....	91
J. Hrbáček, Z. Brandl, J. Sed'a, V. Gotwaldová, O. Albertová: Biomasa a velikost zooplanktonu několika nádrží.....	93
Š. Husák, J. Květ: Obhospodařování rybníků blízké přírodě	97
A. Hýblová, E. Tošenovský, I. Uvírová, A. Vláčilová, V. Uvíra: Jaké faktory ovlivňují úspěšnost invaze slávičky mnohotvárné (<i>Dreissena polymorpha</i>) v povodí Moravy?.....	100
D. Illéšová, P. Beracko, I. Krno, J. Halgoš: Vplyv využitia krajiny na spoločenstvá muškovitých (Diptera, Simuliidae) v podhorských úsekoch tokov Veľkej Fatry	101
M. Illyová: Biomasa zooplanktónu malých vodných nádrží	105
D. Jančula, J. Gregorová, B. Maršálek: Algicidní účinky extraktů rostlin čeledi <i>Papaveraceae</i>	109
H. Janovská, K. Kubošová, T. Soldán, S. Zahrádková, J. Jarkovský, P. Bartušek, L. Opatřilová: Environmentální profily jepic (Ephemeroptera) České republiky	110
P. J. Juračka, J. Hotový, A. Petrušek: Metaspolečenstva zooplanktonu tůní na Kokořínsku	111
P. Jurajda, O. Slavík, P. Horký, Z. Adámek, S. M. White: Monitoring ryb v tekoucích vodách ČR v rámci zavádění rámcové směrnice o vodách: plůdek nebo adultní ryby?	115
J. Klicpera: Něco o koupacích vodách	116
M. Koblížek, O. Prášil a B. A. S. Van Mooy: Jak rychle rostou mořské bakterie? ...	117
V. Kočí: Vzájemné porovnání závažnosti různých environmentálních dopadů na vodní ekosystémy.....	119
K. Kohušová, L. Havel, P. Vlasák: Bílina – silně antropogenně ovlivněný tok.....	123
K. Kolaříková, W. von Tümpling, P. Bartels: Bioakumulace HCH-isomerů v makrozoobentosu v povodí Labe dvě desetiletí po skončení výroby.....	128
J. Komárková, J. Jezberová, O. Komárek, E. Zapomělová: Systematika cyanobakterií polyfázickým přístupem. Nový rod <i>Limnococcus</i>	130

V. Konvičková, S. Růžičková, J Helešic: Vybrané druhy makrozoobentosu otepleného přítoku řeky Nedvědičky	132
M. Kosík: Biodiverzita perlooček a klanonožců v oblasti Nadějské rybníční soustavy.....	134
J. Koščo, P. Manko, L. Košuthová ² , T. Mihok, J. Vyšin: Potrava a parazitofauna zástupců čeladí <i>Cobitidae</i> a <i>Baltoridae</i> v riece Olšave	135
P. Kožený: Mrtvé dřevo: jaké má místo v našich vodách?.....	137
M. Krajíček: Genetická variabilita stredoevropských buchanek r. <i>Cyclops</i>	142
P. Krám, E. Traister, K. Kolaříková, F. Oulehle, D. Fottová: Limnologie tekoucích vod devíti vybraných povodí sítě GEOMON	146
I. Krno: Vplyv využitia krajiny na makro- a mikrodistribúciu pošvatiek podhorských tokov povodia horného Váhu.	150
J. Kroča, P. Kožený: Vliv lesního hospodářství na vodní prostředí v prostoru Vnějších Západních Karpat.....	155
V. Křoupalová, J. Bojková, P. Pařil, J. Schenková, M. Horsák: Prostorová distribuce makrozoobentosu na malé škále: srovnání dvou minerálně odlišných slatinišť	159
S. Kubalová: Vplyv vodného diela na akvatickú vegetáciu v inundácii veľkej rieky.	160
K. Kubošová, J. Jarkovský, K. Brabec, S. Zahradková, J. Bojková, P. Bartušek: Srovnání různých statistických metod pro hodnocení vazby vodních organismů k parametrům prostředí	161
N. Kubová, J. Schenková: Habitatové preference pijavic (Hirudinida) ve stojatých vodách CHKO České středohoří.....	163
A. Kulasová, Š. Blažková, J. Hlaváček: Kvalita vody v experimentálních povodích v době tání sněhu	164
D. Leontovyčová, J. Halířová: Bioakumulační monitoring na českých řekách	166
M. Lešťáková, E. Mišíková Elexová: Rozšírenie potočníka <i>Hydropsyche siltalai</i> v tokoch Slovenska.....	167
M Liška: VN Švihov - rizikové faktory vývoje kvality vody v nádrži a povodí.....	169
V. Mach, J. Cupalová, L. Brablková, I. Buriánková, L. Čáp, M. Rulík: Odpovídá metanogenní a metanotrofní aktivita hyporheických sedimentů malého nížinného toku Sitka složení bakteriálního společenstva ?	173
J. Macháček a J. Sedľa: Morfologie filtračního aparátu jako druhově specifický znak a jako indikátor vývoje populace u perlooček rodu <i>Daphnia</i>	175

J. Makovinská, L. Tóthová, M. Haviar, P. Baláži, D. Hlúbiková, E. Mišíková Elexová ,K. Kučárová, M. Valúchová: Predbežné hodnotenie stavu vodných útvarov povrchových vôd Slovenska za rok 2007.....	178
P.Manko, Z. Čiamporová-Zaťovičová, A. Kočišová, J. Jusko, P. Balázs: Makrozoobentos Bačkovského potoka vo vzťahu k brehovej vegetácii a ďalším environmentálnym premenným.	182
B. Maršálek, E. Maršálková: Limnoogie kúpacích biotopů	185
M. Mašín, Z. Čuperová, E. Hojerová, M. Koblížek: Vliv bottom-up a top-down kontroly na společenstvo aerobních anoxygenních fotosyntetických bakterií.....	186
H. Medová: Sledování anoxygenních fototrofů v alkalických jezerech v Zabajkalské oblasti Východní Sibiře	189
H. Mlejnková, K. Horáková: Rozdíly ve struktuře mikrobiálních společenstev povrchových vod vlivem sezónních změn a míry znečištění	191
H. Mlejnková, P. Sedláček, Z. Žáková: 30 let sledování vlivu energeticky využívané soustavy nádrží Dalešice-Mohelno na změny hydrobiologických ukazatelů řeky Jihlavy	193
L. Nedbalová, J. Elster: První výsledky limnologického výzkumu jezer odledněné části ostrova Jamese Rosse (SZ Weddellovo moře, Antarktida).....	195
J. Nováková: CEEPUS.....	199
M. Novikmec, M. Svitok , D. Lempochnerová, P. Bitušík: Litorálne spoločenstvá makrozoobentosu tatranských jazier – biologické zotavovanie	201
O. Novotný: Těžba sedimentů sacím bagrem a jejich následovné odvodnění	202
O. Novotný: Ozdravení seneckých jezer	203
P. Pařil, P. Řezníčková, J. Krajčová, J. Zavadilová, V. Guziurová, S. Zahradková: Jak přežít sucho aneb cesta do hlubin žouželí duše v poněkud parném létě.....	204
Z. Pastuchová: Mikrohabitatové preferencie lariev vybraných druhov Ephemeroptera, Plecoptera a Trichoptera v podmienkach malých tokov Slovenska.....	205
J. Peterka, M. Čech, J. Frouzová, V. Draštík, M. Vašek, M. Prchalová, J. Matěna, J. Kubečka, T. Jůza, M. Kratochvíl: Monitorování rybích obsádek údolních nádrží v České republice – výsledky prvního roku sledování	209
K. Petřivalská, K. Brabec, V. Syrovátka, O. Hájek: A kde se v téhle řece vlastně líbí máloštětinatým červům? -- charakter a distribuce společenstev máloštětinatců ve velkém nížinném toku.	212
J. Potužák, L. Pechar: Daphnia index – nový způsob hodnocení top-down regulace fytoplanktonu	214

M Prchalová, J. Kubečka, M. Vašek, J. Peterka, M. Čech, T. Jůza, M. Kratochvíl, M. Říha, V. Drašík, J. Matěna, J. Sed'a, J. Frouzová, E. Hohausová, M. Tušer: Gradienty výskytu ryb v kaňonovitých nádržích	218
I. Píkrýl, M. Kosík, O. Skácelová: Historie opatření proti sinicím a eutrofizaci v nádrži Michal u Sokolova - půjde to bez ryb?	220
J. Rucki: Zajímavé druhy makrozoobentosu nalezené při pravidelném monitoringu v povodí horní Vltavy	224
J. Rucki, J. Horecký, E. Stuchlík: Vliv gradientu pH na strukturu makrozoobentosu horských toků ČR	225
V. Sacherová, M. Černý, H. Rychtrmocová: Jarní tůň jako modelový biotop vývoje krajiny ve čtvrtohorách.....	226
T. Senoo, E. Stuchlík: Makrozoobentos acidifikovaných přítoků šumavských jezer	229
J. Schenková, P. Pařil, K. Petřivalská: Od Hraběte po současnost - aneb co víme o máloštětinatých červech v Čechách	231
O. Skácelová, Z. Hořická: Nárostové řasy přítoků nádrží v Jizerských horách v období zotavování z acidifikace	234
K. Slezáková, H. Mlejnková, P. Sedláček: Vliv odpadních vod z výroby kyseliny citronové na ekotoxicitu povrchových vod.....	238
R. Smolák: Zooplanktón v zaplavovanom území Chránenej krajinej oblasti Latorica	240
T. Soldán, S. Zahradková, K. Kubošová, H. Janovská: Životní cykly jepic (Ephemeroptera) a jejich význam pro detekci změn vodních ekosystémů.....	241
V. Straškrábová: Dlouhodobý ekologický výzkum jezer a nádrží – k čemu je dobrý?	242
J. Svobodová, J. Matěna: Společenstva makrozoobentosu v odtocích z jezer Čertovo a Laka na Šumavě - změny v podélném gradientu vlivem měnícího se chemismu vody	246
Jan Sychra: Vliv managementových zásahů na vývoj společenstva vodních bezobratlých v rybnících	247
S. Ščerbáková, E. Mišíková Elexová, M. Lešťáková, M. Haviar: Faunistika a hodnotenie ekologického stavu vybraných tokov povodia Poprad z hľadiska bentických bezstavovcov	249
M. Šorf a Z. Brandl: <i>Eudiaptomus gracilis</i> - herbivor i lovec vířníků	251
J. Špaček, V. Koza, V. Havlíček: Aktuální výskyt nepůvodních druhů bezobratlých živočichů v oblasti povodí Labe.	252

F Šporka: Fauna máloštetinavcov Popradského a Štrbského plesa počas 80 ročného obdobia.....	254
E. Štefková: Porovnanie spoločenských rozširovaní tatranských plies v období pred industrializáciou a v súčasnosti	259
J. Švehla, H. Maříková, J. Bastl: Výskyt rtuti a olova v sedimentech horního toku Vltavy a nádrže Lipno.....	263
J. Tátošová, E. Stuchlík: Chironomid-inferred Holocene summer temperature at Plešné Lake, the Bohemian Forest, Czech Republic	265
B. Uher, O. Skácelová, J. Helešic: Vliv oteplených důlních vod na fyto-bentos toku Nedvědička.....	267
L. Ungermanová, E. Stuchlík: Vliv acidifikace na makrozoobentos v litorálu šumavských jezer.....	271
V. Uvíra, I. Uvírová, E. Tošenovský, A. Vláčilová, A. Hýblová, M. Kukulová, M. Müllerová: Ekologická rizika invaze slávičky mnohotvárné (<i>Dreissena polymorpha</i>) v povodí řeky Moravy.	272
I. Vaníčková, J. Sedľa, A. Petrušek: Vliv extrémní povodně na prostorovou diferenciaci banky trvalých vajíček r. <i>Daphnia</i> v korytovité nádrži.....	273
M. Vašek, M. Čech, T. Jůza, J. Kubečka: Kvantifikace predačního tlaku rybiho plůdku na filtrující zooplankton rodu <i>Daphnia</i> v pelagiálu korytové nádrže	274
D. Vondrák, M. Černý: Buchanky r. <i>Cyclops</i> – oběti či predátoři?.....	276
V. Vrabec, J. Kurfürst, J. Fechtner, J. Hlava, J. Cibulka: Vodní měkkýší fauna území předpokládaného záboru Dolu Bílina.....	278
V. Vrabec, J. Kurfürst, J. Cibulka, L. Cibulková: Biologické oživení nádrží v rekultivované krajině dolu Nástup Tušimice.....	277
J. Vrba, J. Fott, J. Kopáček, L. Nedbalová, M. Čtvrtlíková, H. Šantrůčková: Deset let komplexního výzkumu zotavování šumavských jezer a jejich povodí z acidifikace.....	282
H. Walpola, M. Leichtfried, M. Amarasinghe, L. Füreder: Leaf litter decomposition of three riparian tree species and associated macroinvertebrates of Eswathu Oya, a low order tropical stream in Sri Lanka	286
S. Zahrádková, T. Soldán, J. Helešic, D. Němejcová: Species traits revival aneb co vše lze využít pro hodnocení ekologického stavu toků pomocí makrozoobentosu.....	288
V. Zavadil, L. Merta, M. Štambergová: Žábronožky (Crustacea: Anostraca) na území České republiky – předběžné výsledky.....	289
E. Zelenková, P. Horn: Revitalizace rašeliniště Soumarský most	293

P Znachor, J. Hejzlar, J. Nedoma, P. Rychtecký: Vliv povodní a přívalových dešťů na sezónní vývoj fytoplanktonu nádrže Římov.....	295
Adresář účastníků.....	299

EXPERIMENTÁLNÍ SIMULACE OMEZOVÁNÍ POROSTŮ VOLNĚ PLOVOUCÍCH MAKROFYT TOKOZELKY NADMUTÉ (*EICHHORNIA CRASSIPES*) A NEPUKALKY OBTÍŽNÉ (*SALVINIA MOLESTA*)

Addico, G. N. D.^{1,2} a Květ, J.^{3,4}

¹ Water Research Institute, P.O. Box 38, Achimota, Accra, Ghana

² The University of Hull, Dept. of Biological Sciences, Sensory and Chemical Ecology Group, Hull, HU6 7RX, England, U.K. naadzama443@hotmail.com

³ Jihočeská univerzita, Přírodovědecká fakulta, CZ-37005 České Budějovice, ČR

⁴ Ústav systémové biologie a ekologie AV ČR, odd. ekologie mokřadů, CZ-37901 Třeboň, ČR
Jan.Kvet@seznam.cz

Hlavním cílem této studie byla simulace vlivu částečného omezování tropických volně plovoucích makrofyt (pleustofyt) a častých vodních plevelů *Eichhornia crassipes* a *Salvinia molesta*: buď mechanicky – periodickými (v týdenních intervalech) sklizněmi vždy 75 % porostu (pokryvnost 25 % zůstane), anebo biologicky – spasením 50 % porostu herbivory (pokryvnost 50 % zůstane). Kontrolu tvořily porosty obou druhů s ponecháváním 100 % pokryvnosti a se sklizením pouze náhodného výběru nadbytečných rostlin (překrývajících se s ostatními) v každém sklizňovém termínu. Rostliny druhu *Eichhornia crassipes* jsme v pokusu pěstovali po 7 týdnů, rostliny druhu *Salvinia molesta* po 6 týdnů, v srpnu a září, ve skleníku v nádržích s plochou vodní hladiny 0.83m² a s hloubkou vody 0.34 m (objem 0.28 m³). Kultivačním mediem byla silně zředěná prasečí kejda, jež sloužila jako nelimitující zdroj rostlinných živin. Týdenní produkce sušiny rostlinami obou druhů udržovaných na uvedených třech pokryvnostech vodní hladiny prokázaly, že udržování pokryvností na 25 % nebo 50 % nepostačovalo k účinnému omezování růstu a produkce pěstovaných rostlin. I když týdenní produkce sušiny a z ní vypočítávaná růstová rychlost rostlin obou druhů, vztažené na jednotkovou plochu hladiny, byly největší při 100 % pokryvnosti po celou dobu pokusu, relativní (specifická) růstová rychlost rostlin obou druhů vzrůstala s klesající pokryvností jejich porostů.

Z měřených klimatických faktorů řídily růstovou rychlost rostlin, jak *Eichhornia crassipes*, tak *Salvinia molesta*, především průměrná denní nejvyšší teplota vody a celková doba slunečního svitu (jež je v kladné korelaci s celkovým příkonem slunečního záření) za sklizňový interval. Toto zjištění je v souladu s přirozeným výskytem obou druhů, i s výsledky pokusů podniknutých jinými autory s rostlinami obou druhů v podmínkách nelimitující dodávky rostlinných živin. V pronikání fotosynteticky aktivního záření (PhAR) skrze srovnatelně husté hladinné porosty *Eichhornia crassipes* i *Salvinia molesta* jsme zjistili rozdíly: *Salvinia* zachycovala PhAR účinněji. Fytoplankton odpovídal na rozdíly v příkonu PhAR svojí jak kvantitou, tak kvalitou (zastoupením různých rodů). Rozdílné přírůstky hmotnosti sušiny rostlin tří druhů submersních makrofyt (*Elodea densa*, *Vallisneria americana* a *Myriophyllum spicatum*), exponovaných pod různě hustými hladinnými porosty *Salvinia molesta*, odpovídaly rozdílné toleranci těchto makrofyt ke zmenšené ozáření PhAR.

Poděkování

Tento výzkum vykonala první autorka pod vedením druhého autora jako součást podmínek k absolvování postgraduálního limnologického kursu „International Postgraduate Training Course in Limnology“, uspořádaného Limnologickým ústavem Rakouské AV v Mondsee, Rakousko, ve spolupráci s Botanickým ústavem AV ČR v Třeboni, ČR, v r. 1993.

MIKROBIÁLNÍ SPOLEČENSTVA V ANTROPOGENNĚ SILNĚ OVLIVNĚNÉM TOKU LUŽICKÁ NISA

Baudišová, D. a Benáková, A.

Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M. v.v.i., Podbabská 30, 160 00 Praha 6

Lužická Nisa je levostranný přítok Odry, do které se vlévá v Polsku u Gubinu. Lužická Nisa pramení na severním úbočí Černostudničního hřebenu a během několika kilometrů vtéká do velkých městských aglomerací Jablonec nad Nisou a Liberec. Na našem území má délku 55,25 km (celková plocha povodí je 360,48 km²) a za Hrádkem nad Nisou opouští tento tok Českou republiku. Hlavní přítoky jsou Lučanský potok (Lučanská Nisa), Bílá Nisa, Luční potok a Černá Nisa. Tok Lužická Nisa je silně antropogenně ovlivněn; další roli v tomto regionu hrají lokální nárazové srážky a s tím související i problematika odlehčovacích vod. Byla zjištěna pozitivní korelace mezi průtokem a počtem fekálních koliformních bakterií v toku.

Předmětem tohoto příspěvku je hodnocení tříletého výzkumu mikrobiální kontaminace a základních chemických ukazatelů (BSK5, CHSK, amoniak a celkový fosfor) v této oblasti. Z mikrobiologických ukazatelů byly stanoveny kultivačními metodami koliformní bakterie, fekální koliformní bakterie, *Escherichia coli* a intestinální enterokoky, dále celkové počty bakterií metodou DAPI (fluorescenční mikroskopie) a fylogenetické skupiny bakterií (*Archae*, *α-Proteobacteria*, *β-Proteobacteria*, *γ-Proteobacteria* a skupina bakterií *Cytophaga-Flavobacterium*) metodou fluorescenční in situ hybridizace (FISH). Vzorky na stanovení fylogenetických skupin bakterií byly zpracovány duplicitně. Průměrná relativní směrodatná odchylka mezi duplicitními vzorky byla průměrně 16 % a nebyly shledány rozdíly mezi jednotlivými skupinami (sondami). Hlavní metodický problém je homogenizace vzorků a jejich stárí. Byla ověřena stabilita resp. nestabilita vzorků po 4 měsících (5 vzorků ze všech profilů) a vždy došlo k výraznému snížení počtů o 1 až 2 řády. Nebyl zjištěn rozdíl mezi počtem bakterií na starých filtrech a novou filtrací „starého“ vzorku.

Tok Lužická Nisa je výrazně komunálně znečištěn. Vysoká mikrobiální kontaminace, převyšující přípustné znečištění toků dle Nař. vlády 229/2007 Sb., je patrná již po několika kilometrech toku v profilu Paseky (v Jablonci nad Nisou). V dalších profilech, zejména v aglomeraci Liberec již hodnoty indikátorů fekálního znečištění převyšovaly hodnoty přípustného znečištění toků až desetinásobně koliformní bakterie – průměr 4 000 ktj/ml, fekální koliformní bakterie 656 ktj/ml, *E. coli* 436 ktj/ml a enterokoky 220 ktj/ml). Mikrobiologické ukazatele jsou pro detekci komunálního znečištění citlivější, než chemické. Z chemických ukazatelů byl zaznamenán nejhorší výsledek u amonických iontů - zvýšení hodnot na hranici přípustného znečištění se objevilo v profilu Proseč (pod Jabloncem nad Nisou); naproti tomu výsledky CHSK_{Cr} byly vyhovující dokonce i v silně znečištěném profilu Machnín (pod Libercem).

Z fylogenetických skupin bakterií byly výrazně více zastoupené bakterie ze skupiny Proteobakterií (oproti skupině bakterií *Cytophaga-Flavobacterium* a mikroorganismům z domény *Archaea*). Ve většině studovaných profilů byly dominantní *α-Proteobacteria*. Skupina *γ-Proteobacteria* byla výrazně zastoupena především v profilech fekálně znečištěných (přímo z kanalizace, bez adekvátního čištění odpadních vod).

Zpracováno s podporou výzkumného záměru MZP0002071101.

VYUŽITÍ BIOAKUMULAČNÍCH SCHOPNOSTÍ VODNÍCH MECHŮ K POSOUZENÍ ZNEČIŠTĚNÍ TOKU HORNÍ MALŠE VYBRANÝMI RIZIKOVÝMI PRVKY.

Beděrková, I., Švehla, J., Kučera, J. a Chrastný, V.

Cílem práce bylo využití bioakumulačních schopností vodních rostlin, a zvláště mechů, pro monitoring výskytu rizikových prvků v povrchových vodách. Práce hodnotí obsah rizikových prvků v těchto bioindikátorech ve vztahu ke kvalitě vodárenského toku horní Malše. Vodní mechy citlivě odrážejí stav vodního prostředí a potvrzují z hlediska obsahu sledovaných prvků (chrom, arsen, zinek, olovo, kadmium, rtuť a uran) velmi dobrou kvalitu vody horní Malše a její vhodnost k vodárenskému využití.

VPLYV VYUŽITIA KRAJINY NA KVANTITATÍVNE PARAMETRE SPOLOČENSTVA MAKROZOOBENTOSU V PODHORSKOM ÚSEKU KARPATSKÝCH VÁPENCOVÝCH TOKOV.

Beracko, P.¹, Krno, I.¹, Bulánková¹, E., Lukáš, J.¹, Oťaheľ, J.² a Pazúr, R.²

¹ *Katedra ekológie, Univerzita Komenského, Prírodovedecká fakulta, Mlynská dolina B2, SK-84215 Bratislava, e-mail: beracko@fns.uniba.sk*

² *Geografický ústav SAV, Štefánikova 49, 814 73 Bratislava, e-mail: geogotah@savba.sk*

Úvod

Tečúce vody tvoria otvorený ekosystém, ktorý neustále komunikuje s terestrickým prostredím okolia toku. Intenzita antropickej činnosti v okolí tokov tak môže významne determinovať charakter a stupeň degradácie vodného prostredia. Zmena fyzikálne- chemických parametrov vody pod vplyvom ľudskej činnosti v povodí vedie k zmene trofických úrovní toku, čo sa prejavuje v zmene prirodzeného charakteru zloženia vodnej bioty (ROSENBERG & RESH 1993). Bentické bezstavovce ako biotická zložka vodného prostredia sú súčasťou mnohých procesoch prebiehajúcich v toku. Významne sa podieľajú na metabolizme a toku energie vo vodnom prostredí. Štruktúra a kvantitívne parametre spoločenstva makrozoobentosu často odzrkadľujú dopad ľudskej činnosti na ekosystém vodného toku (WOODCOCK & HURYN 2007).

Cieľom našej práce bolo analyzovať vplyv využitia krajiny na fyzikálne- chemické parametre vody, štruktúru a kvantitatívne parametre spoločenstva makrozoobentosu v podhorskom úseku vápencových tokov Veľkej Fatry.

Materiál a metódy

Štruktúru a kvantitatívne parametre spoločenstva makrozoobentosu sme skúmali v podhorských úsekoch Ľubochnianky a Revúcej. Ľubochnianka a Revúca odvodňujú dve paralelne ležiace doliny pohoria Veľkej Fatry. Z historického aspektu majú doliny rovnaký charakter geologickej stavby a hydrobiologických vlastností povodí. V posledných 500 rokoch sa však povodia vplyvom rôzneho stupňa antropickej činnosti začínajú odlišovať hlavne v hydrologických a hydrochemických vlastnostiach tokov. Zatiaľ, čo povodie Ľubochnianky zostalo minimálne narušené (drevorubačstvo, tajchy a lesná železnica), povodie Revúcej bolo vystavené pomerne silnej antropogénnej záťaži. Plocha zalesnenia povodia Ľubochnianky je okolo 90%. Plocha zalesnenia Revúcej sa pohybuje okolo 70% s zástavbou ľudskými obydliami okolo 1,5-3%. Podiel poľnohospodársky obrábanej plochy v povodí Revúcej sa pohybuje od 0,3 až do 3,5%.

Kvantitatívne sezónne vzorky makrozoobentosu boli odoberané počas rokov 2007 a 2008 v dvoch profiloch toku Ľubochnianky (L1, L2) a dvoch profiloch Revúcej (R1, R2). V študovaných metaritálových úsekoch (od 480 do 650 m.n.m) sú Ľubochnianka a Revúca tokmi 5 rádu. Vzorky makrozoobentosu boli odoberané podľa metodiky STAR (FURSE 2006). Vzorky BOM-u boli odberané z 2 litroch vody z rozvíreného substrátu v ostro zakončenej rúre zarazenej do substrátu. Vzorky TOM-u sme odoberali z 10 litroch vody priamo z prúdu. Fyzikálno- chemické parametre vody boli merané prístrojom Hydrolab. V tab. 1 sú uvedené základné fyzikálno- chemické a biologické parametre tokov na študovaných profiloch. Stav

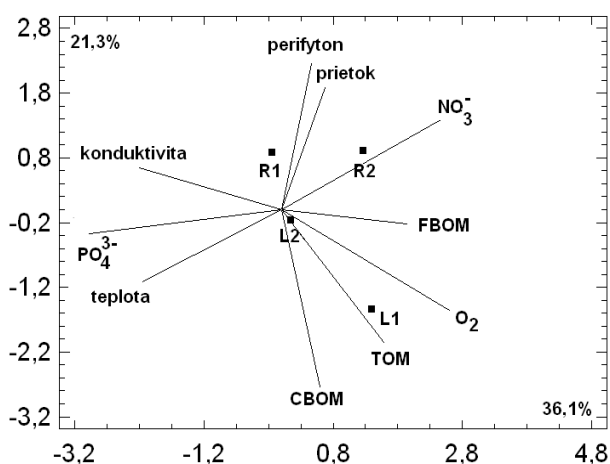
spoločenstva a jeho reakcia na zmeny environmentálnych premenných bol stanovený hodnotami dvoch ekologických parametrov – abundanciou a biomasou. Diferenciu vo fyzikálne- chemické parametroch vody sledovaných profilov sme analyzovali pomocou mnohorozmernej štatistiky (TER BRAAK 1986). Pre porovnanie kvantitatívnych charakteristík spoločnosti sme použili analýzu rozptylu (multiple- range test s testovaním najmenšieho signifikantného rozdielu –LSD).

Tab.1 Fyzikálne-chemické, biologické parametre sledovaných profilov Ľubochnianky a Revúcej.

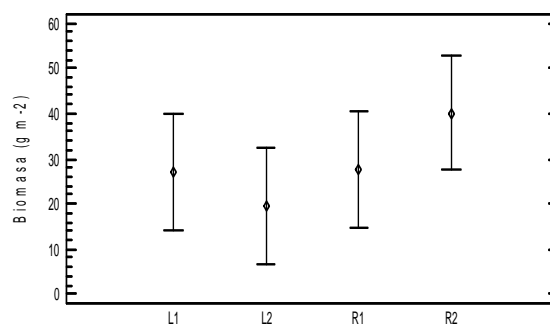
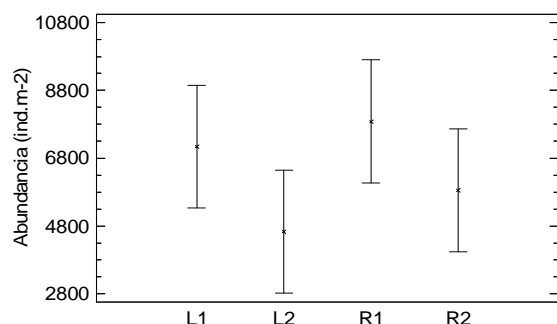
	O ₂ (mg L ⁻¹)	P (mg L ⁻¹)	N (mg L ⁻¹)	Konduk. (μS m ⁻¹)	Teplota (°C)	Prietok (m ³ s ⁻¹)	CBOM (AFDM m ⁻²)	FBOM (AFDM m ⁻²)	TOM (AFDM m ⁻²)	Perifyton (AFDM m ⁻²)
L1	9,40	0,05	3,70	317,50	9,75	1,64	9,75	16,21	0,65	2,66
L2	9,38	0,05	3,93	390,00	14,55	2,36	11,03	37,74	1,19	2,38
R1	9,60	0,02	4,50	345,00	13,30	3,05	5,65	75,55	0,73	5,37
R2	10,25	0,02	4,85	290,00	15,48	5,22	8,83	63,41	1,45	4,53

Výsledky a diskusia

Z obr.1 PCA analýzy môžeme vidieť výrazný rozdiel v niektorých fyzikálne- chemických parametroch vody medzi sledovanými profilmi Ľubochnianky a Revúcej. V Ľubochnianke sú trvale zaznamenávané významne vyššie hodnoty obsahu kyslíku, TOM a CBOM ako v Revúcej. Vplyv antropickej činnosti a odlesnenia povodia Revúcej (profil R2) sa prejavil hlavne výrazným nárastom obsahu dusíka a FBOM. V oboch profiloch Revúcej sme taktiež zistili významne vyššie hodnoty konduktivity perifytonu ako v Ľubochnianke. K vzrastu hodnôt CBOM a TOM dochádza hlavne v hornom profile Ľubochnianky, čo je asociované s vyšším podielom listnatej brehovej vegetácie v tomto úseku. Spoločenstvá makrozoobentosu s ohľadom na ich početnosť sa odlišovali hlavne medzi hornými a dolnými úsekmi tokov (obr.2). Najvyššia priemerná abundancia bola zaznamenaná na lokalite R1 (7900 ind.m⁻²). Najnižšia abundancia sa vyskytovala na lokalite L2 (4639 ind.m⁻²). Na ďalších dvoch odberových profiloch bola priemerná početnosť jedincov spoločnosti 5203 ind.m⁻² (R2) a na 7146 ind.m⁻² (L1). V prípade kvantitatívneho parametra biomasy boli permanentne zaznamenané vyššie hodnoty v Revúcej (obr.3). Najvyššia hodnota biomasy bola zistená na lokalite R2 (40,2 g.m⁻² formalínovej váhy). Biomasa spoločností horných úsekov oboch tokov dosahovala hodnotu 27,6 g.m⁻² (R1) a 27,1 g.m⁻² (L1). Najnižšia sa vyskytovala na lokalite L2 (26,6 g.m⁻²). 1,4 násobok nárastu biomasy v prospech Revúcej, dokumentuje jej neprirodzené zvýšený trofický potenciál. Trend vzrastu biomasy spoločnosti nastáva vplyvom zvýšených hodnôt FBOM (WOODCOCK & HURYN 2007).



Obr.1 PCA analýza environmentálnych premenných Ľubochnianky a Revúcej



Obr.2 Priemerné hodnoty a 95% LSD interval pre abundancie makrozoobentosu v sledovaných profiloch Ľubochnianky a Rvúcej.

Obr.3 Priemerné hodnoty a 95% LSD interval pre biomasy makrozoobentosu v sledovaných profiloch Ľubochnianky a Rvúcej.

Tab.2 Porovnanie abundancie a biomasy determinovaných skupín makrozoobentosu multiple-range testom na základe LSD medzi skúmanými profilmi Ľubochnianky a Rvúcej.

		Abundancia (ind. m ⁻²)	sig. rozdiel	Biomasa (g m ⁻²)	sig. rozdiel
Turbelaria		R1>R2>L1>L2	R1> L2	R2>R1>L1>L2	R2> L2
Oligochaeta		R2>R1>L2>L1	R2> R1,L1,L2	R2>R1>L2>L1	R2> L2,L1
Hirudinea		R2>R1	R2> R1	R2>R1	R2>R1
Mollusca		R2>L2>R1>L1	R2> R1,L1,L2	R2>L2>R1>L1	R2> L2,R1,L1
Crustacea		L2>R2>L1>R1		L2>R2>L1>R1	
Ephemeroptera		R1>R2>L1>L2		R2>L1>R1>L2	
Plecoptera		L1>L2>R1>R2		L2>L1>R1>R2	L2>R1,R2; L1>R2
Trichoptera		R1>L1>L2>R2	R1> R2	R2>L2>R1>L1	
Coleoptera		L2>R1>L1>R2		L2>L1>R1>R2	
Diptera	Chironomidae	R2>L1>R1>L2		R2>L1>L2>R1	R2> R1,L1,L2
	Simuliidae	L1>L2>R2>R1		L1>R2>R1>L2	L1> R1,L2
	iné Diptera	L1>R1>L2>R2	L1> R2	L1>R1>L2>R2	L1, R1> R2

Zvýšenú eutrofizáciu rieky Rvúcej hlavne v jej dolnom úseku dokumentuje v spoločenstve makrozoobentosu nárast početnosti jedincov skupín permanentnej fauny – maloštetinavcov (Oligochaeta), pijavíc (Hirudinea) a lariet pakomárov (Chironomidae), ktoré sú vo všeobecnosti považované za tolerantné k zvýšenej trofii toku (tab.2). Podiel týchto skupín v cenóze makrozoobentosu Rvúcej je až 30%, kým v Ľubochnianke je to len okolo 10% z celého spoločenstva. Signifikantný nárast početnosti a biomasy ulitníkov (Mollusca) sme zaznamenali v dolnom profile Rvúcej. Výrazné zvýšenie početnosti ulitníkov nastáva v odlesnených úsekoch povodia poľnohospodárskej krajiny (COLLIER et al. 2000). Pošvatky (Plecoptera) veľmi citlivo reagujú na najrôznejšie environmentálne faktory vrátane antropický zásahov do povodí (KRNO 1999), čo sa potvrdilo výrazným poklesom sledovaných kvantitatívnych parametrov taxocenózy pošvatiek v Rvúcej. Odraz zvýšeného trofického potenciálu v Rvúcej sa minimálne odrazil v abundancii a biomase potočníkov (Trichoptera) a podeniiek (Ephemeroptera). Zonalita odberových profilov sa odrazila v abundancii a biomase čeľade muškovitých (Simuliidae) a korôvcov (Crustacea).

Pod'akovanie

Projekt bol podporený Vedeckou grantovou agentúrou VEGA, projekt č. 1/4355/07 a 1/4353/07

Litaratúra

COLLIER, K. J.; SMITH, B.J. & QUINN, J.M. (2000): Biodiversity of stream invertebrate faunas in a Waikato hill-country catchment in relation to land use. *New Zealand Entomologist*, 23: 9-22

FURSE, M. et al. (2006): The Star project. Content, objectives and approaches. *Hydrobiologia*, 566: 3-29.

Krno, I. (1999): Pošvatky (Plecoptera) povodia Ipľa a Hrona. *Folia faunistica Slovaca*, 4: 33-40

ROSENBERG, D.M. & RESH, V.H. (Eds.) (1993): *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York, 775p.

WOODCOCK, T.S. & HURYN, A.D. (2007): The response of macroinvertebrate production to a pollution gradient in headwater stream. *Freshwater Biology*, 52: 177-196.

TER BRAAK, C.J.F. (1986): Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67: 1167–1187.

VÝSKYT A MIGRAČNÍ SCHOPNOSTI RAKŮ V POVODÍ STROUPINSKÉHO POTOKA V CHKO KŘIVOKLÁTSKO

Bílý, M.¹ a Kadlecová, K.²

¹ VUV. T.G.M. v.v.i., Podbabská 30, Praha 6

² ČZU, Katedra ekologie, Kamýcká 129, Praha 6 - Suchbátka

Lokalita

Stroupinský potok (CHKO Křivoklátsko) je významným společným výskytem raka kamenáče (*Austropotamobium torrentium*) a raka říčního (*Astacus astacus*). Mimo kratší úsek hlavní toku se raci vyskytují i v některých přítocích. Systém toků osídlených raky zde představuje různorodou škálu prostředí, lišících se morfologicky i chemismem vody. Jeden z přítoků, Bzovský potok, je charakteristický svým rozčleněním příčnými kamennými hrázkami o výšce cca 70-80 cm, rozmístěnými ve vzdálenostech průměrně 66 m. Ty představují potenciální omezení pohybu raků.

Cíle a metodika

Cílem práce bylo v první řadě zmapovat výskytu raků v povodí. Dále byla metodou zpětných odchyť zjišťována schopnost raků překonat příčné bariéry na toku, sledována intenzita a směr migrační aktivity raků mezi hlavním tokem a přítokem, a odhadnuta velikost populace raka kamenáče na Bzovském potoce. Mapování výskytu raků proběhlo v letních měsících let 2006 a 2007. Pro mapování výskytu raků ve Stroupinském a Bzovském potoce byla zvolena metoda analogická doporučené metodice mapování raků AOPK (AOPK, 2004), s tím rozdílem, že nebyly vymezeny detailně prohledávané 100 m úseky, ale výskyt byl sledován kontinuálně procházením celé délky koryta. Výzkum migračních aktivit a schopností byl prováděn ve vybraném úseku povodí (oblast soutoku Stroupinského potoka s Bzovským potokem a vlastní Bzovský potok) v měsících srpna a září roku 2007 a 2008. Pro metodu zpětných odchyť bylo použito značení raků viditelnými implantovanými elastomery (Dušek et al, 2003) různých barev a různého umístění na těle raka (Kadlecová, 2008). V prvním roce byli značeni skupinově podle úseku toku, kde byli nalezeni, v druhém roce bylo použito značení individuální.

Výsledky

Mapování výskytu raků ukázalo nerovnoměrný výskyt obou druhů raků ve sledovaném povodí. V Bzovském potoce se převážně vyskytoval rak kamenáč, zatímco ve Stroupinském potoce se vyskytovaly nejčastěji oba druhy raků současně. Preference biotopu obou druhů bude předmětem dalších analýz. Velikost populace raka kamenáče v Bzovském potoce byla odhadnuta Petersonovou metodou na 5 800 – 8400 jedinců (větších než 3,5 cm = starších než cca jeden rok) na 1,12 km toku o šířce cca 1,5 m.

Při migrační studii byla pozorována schopnost raků přesouvat se tokem přes kamenné stupně o průměrné výšce 78 cm v obou směrech. Kamenné stupně na Bzovském potoce tedy nejsou pro raky kamenáče nepřekonatelnou migrační bariérou. Nejdelší překonaná vzdálenost zjištěna zpětnými odchyty označených jedinců v roce 2008 byla 160 m za 37 dní, a to samicí

raka říčního o velikosti 8,1 cm (rostrum - telson) proti proudu Stroupinského potoka a následně i Bzovského potoka. Ze statistického zpracování dat z roku nicméně 2008 nevyplývá, že by ve sledovaných měsících (srpen, září) docházelo na lokalitě soutoku Stroupinského potoka s Bzovským potokem k významným migračním tokům raků mezi přítokem a hlavním tokem.

Literatura

AOPK ČR. Metodika mapování raků – malé vodní toky. Manuál pro mapovatele. 2004

Dušek, J., Štambergová, M., Vlach, P., Moravec, P., Švátora, M.: Využití implantovaných elastomerů při výzkumu migrací a růstu ryb a raků v malých vodních tocích – zpráva o metodice. Sborník 7. ichtyologické konference. 2004, 5 s.

Kadlecová, K.: Faktory ovlivňující výskyt raků, distribuce a migrační aktivita račí populace v povodí Stroupinského potoka v CHKO Křivoklátsko. Diplomová práce. ČZU, 2008, 74 s.

MOLEKULÁRNÍ A MORFOMETRICKÁ IDENTIFIKACE BUCHANEK RODU *ACANTHOCYCLOPS*

Bláha, M.^{1*}, Hulák, M.¹, Slouková, J. a Tešitel, J.³

¹ Jihočeská Universita, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech, Zátíší 728/II,

* Bláha M: email: blaha@vurh.jcu.cz

² Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká Fakulta, katedra ekologie, Viničná 7, Praha 2

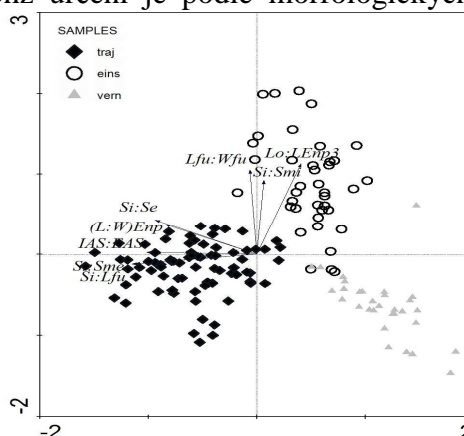
³ Jihočeská Universita, Přírodovědecká Fakulta, katedra ekologie 37005 České Budějovice

Abstrakt

Buchanky rodu *Acanthocyclops* patří mezi sladkovodní korýše. Vyskytující se v různých typech vod – od tůní, přes rybníky a jezera, až po údolní nádrže. Hlavním kritériem identifikace druhů byl zpočátku popis morfologie. Výsledkem čehož je v současné době ne zcela vyjasněná taxonomie rodu *Acanthocyclops*. V prezentované práci byly analyzovány populace tří druhů buchanek rodu *Acanthocyclops* (Kiefer 1974) (*A. vernalis* Fischer 1853, *A. trajani* a *A. einslei* Mirabdullayev & Defaye 2002, 2004). Hlavním cílem práce bylo prostřednictvím morfologických a molekulárních znaků charakterizovat a druhově zařadit populace výše uvedených druhů buchanek, jejichž určení je podle morfologických znaků obtížné či nejednoznačné. Morfologická

variabilita v rámci tohoto rodu byla hodnocena pomocí PCA ordinační analýzy. Výsledné shluky v PCA diagramu odpovídají jednotlivým druhům a vytvářejí gradient podél první osy, která silně koreluje s pěti morfometrickými indexy (Obr.1). PCR reakcemi byly namnoženy fragmenty mitochondriálního genu pro 12S rRNA a jaderného genu pro 18S rRNA. Prostřednictvím vnitrodruhové variability nukleotidových sekvencí byly hodnoceny vzájemné fylogenetické a taxonomické vztahy

v rámci vybraných populací výše uvedených druhů. Analýzami UPGMA a NJ byli určeny průměrné euklidovské vzdálenosti shluků a vzájemné větrové členění shluků. Na základě větrového členění, byly oběma statistickými analýzami detekovány tři základní klastry, které se signifikantně překrývají ze shluky detekovanými pomocí ordinační analýzou morfometrických indexů. Závěrem můžeme konstatovat že kombinovanou analýzou morfometrických indexů a molekulárních znaků bylo možné jednoznačně přiřadit jedince analyzovaných populací ke třem druhům buchanek rodu *Acanthocyclops*.



Klíčová slova

PCA, mitochondriální geny, jaderné geny, buchanky

Poděkování

USB RIFCH No: MSM 6007665809

VARIABILITA VODNÍCH ORGANISMŮ V ZÁVISLOSTI NA MINERÁLNÍ BOHATOSTI ZÁPADOKARPATSKÝCH SLATINIŠŤ

*Bojková, J. *, Schenková, J., Opravilová, V., Fránková, M.,
Horsák, M. a Helešic, J.*

Ústav botaniky a zoologie, Masarykova univerzita, Kotlářská 2, 611 37 Brno

** bojkova@centrum.cz*

Hlavní ekologický gradient, který ovlivňuje vegetaci slatinišť a definuje jejich jednotlivé ekologické typy je podmíněn změnou minerální bohatosti. Společenstva vodních bezobratlých se skládají z fylogeneticky a ekologicky rozdílných skupin, proto druhová bohatost a složení jednotlivých taxocenóz mohou na gradientu minerální bohatosti záviset různým způsobem. Pro studium druhové bohatosti a variability různých taxocenóz podél tohoto gradientu bylo vybráno 13 lokalit na moravsko-slovenském pomezí, které reprezentují hlavní typy západokarpatských prameništtních slatinišť. Sběr vzorků rozsivek, krytenek, vodního hmyzu a opaskovců proběhl v roce 2006 kvantitativními metodami. Složení taxocenóz krytenek (celkem bylo zjištěno 122 druhů) a rozsivek (188) silně odráží minerální gradient. Struktura taxocenóz se mění od minerálně chudých slatinišť po minerálně bohatá pěnovcové slatiniště a odráží také hlavní vegetační typy slatinišť. Druhová bohatost rozsivek roste od minerálně chudých slatinišť k minerálně bohatým slatiništím, druhová bohatost krytenek se podél tohoto gradientu nemění. Permanentní složka makrozoobentosu slatinišť reprezentovaná především opaskovci (Clitellata, celkem zjištěno 35 druhů a rodů) je podmíněna minerální bohatostí stanovišť i vlastnostmi substrátu. Druhová bohatost podél hlavního gradientu klesá směrem k minerálně bohatým slatiništím. Vodní hmyz, reprezentovaný v této studii především pošvatkami (Plecoptera, celkem nalezeno 12 druhů), je ovlivněn především substrátem dna jednotlivých stanovišť. Minerální bohatost je důležitá pouze na lokalitách se silným srážením pěnovce, kde vznikají specifické podmínky pro larvy. V závislosti na substrátu se střídají druhy vyskytující se na štěrkovém substrátu, s druhy žijícími na hrubé organické hmotě, jemné organické hmotě a vegetaci. Počet druhů se na jednotlivých typech stanovišť nemění.

ANOXYGENIC PHOTOTROPHS FROM MEROMICTIC SODA LAKE DORONINSKOE (EAST SIBERIA)

Boldareva, E.N.¹, Bryantseva, I.A.², Hrouzek, P.³, Koblížek, M.^{1,3}, a Gorlenko, V.M.²

¹ Institute of Physical Biology, University of South Bohemia, Nove Hradky, Zamek 136, Czech Republic

² Winogradsky Institute of Microbiology, Russian Academy of Sciences, Prospekt 60-let Oktyabrya 7/2, 117811 Moscow, Russia

³ Institute of Microbiology CAS, Opatovický mlyn, 379 81 Trebon, Czech Republic

There are only few meromictic soda lakes known: they are situated in the USA (Mono Lake, Big Soda Lake and Soap Lake) and in African Rift Valley (Sonachi Lake). The meromictic soda lake Doroninskoe (East Siberia) differs from the other lakes by its origin, chemistry and hydrological regime. The current lake has an oval shape elongated along north-east to south-west axis. The surface area of the lake is about 5 km², maximum depth is 7 m. Its water balance mostly depends on atmospheric precipitation. The yearly precipitation is about 330 mm, only about one half of the total evaporation. The lake is also supplied from small stream Kalitikha originating in Yablonovy mountain range however the majority of lake's water comes from underground reservoirs.

The lake water has an alkaline reaction (pH 9.57 - 9.72) due to high amount of dissolved carbonates. The carbonate calcium travertine has been found in north-west side of lake. The lake has strongly expressed aerobic zone (the upper 3.5 m), chemocline zone (located between 3.5 - 4.0 m) and anaerobic zone (below 4.0 m). The mineralization of aerobic zone is 26.5 g/l, at the bottom is 32.3 g/l. The anaerobic zone is containing hydrogen sulfide (max 12.57 g/l).. The water transparency was 1.2 m in the period of investigation which significantly affected the distribution of phototrophic bacteria in the water column.

We analyzed variation of chemistry composition and the abundance of anoxygenic phototrophic bacteria with depth in water samples and sediments. An infra-red fluorimeter was used to detect anoxygenic phototrophs in the collected water samples. The maximum bacteriochlorophyll concentration was found in the chemocline zone.

The diversity of purple sulfur bacteria was analyzed in deep water samples and sediments. According to their 16S rRNA sequences the isolated bacteria were identified as *Thioalcalicoccus limnaeus*, *Ectothiorhodospira variabilis*, "*Ectothiorhodospira magna*" sp. nov. and *Ectothiorhodospira shaposhnikovii*. Spheroidene-containing purple nonsulfur bacteria related to *Rhodobacter* - *Rhodovulum* genera dominated the coastal bacterial mats. Also purple sulfur bacteria related to *Ectothiorhodospira variabilis* (98% of similarity) and *Ectothiorhodospira shaposhnikovii* (98% of similarity) were detected.

From aerobic and chemocline zone several strains of aerobic anoxygenic phototrophic bacteria related to genus *Roseinatronobacter* were isolated. One more strain of aerobic phototrophic strains "*Roseococcus vulkanoes*" sp.nov., was isolated from a slush volcano located at the shore of the lake.

All isolated microorganisms are alkalophiles, moderate halophiles or halotolerants.

POPULAČNÁ DYNAMIKA PODENIEK (EPHEMEROPTERA) V TOKOCH S ODLIŠNÝM TEPLOTNÝM REŽIMOM

Bottová, K.¹, Derka, T.¹, a Svitok, M.²

¹ Katedra ekológie, Prírodovedecká fakulta, Univerzita Komenského v Bratislave, B-2 Mlynská Dolina, 842 15 Bratislava, Slovensko

² Katedra biológie a všeobecnej ekológie, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická Univerzita vo Zvolene, T. G. Masaryka 2117/24, 960 53 Zvolen, Slovensko

Úvod

Vedomosti o vývinovom cykle sú dôležité takmer pre všetky ekologické štúdie sladkovodných bezstavovcov a sú významné aj pre pochopenie štruktúry a funkcie vodných spoločenstiev a ekosystémov (ROSENBERG, 1979). Sezónne zmeny v denzite, biomase a ročnej produkcii sú výrazne ovplyvnené parametrami vývinového cyklu, čo naznačuje dôležitosť poznania správnych informácií o priebehu vývinového cyklu (CHRISTMAN & VOSHELL, 1992). Jedným z kľúčových faktorov určujúcich priebeh vývinových cyklov vodných bezstavovcov je teplota vody, ktorá vplyva najmä na dĺžku embryonálneho vývinu, na larválny rast, výlet imág, metabolizmus (WATANABE et al., 1999), a distribúciu (EBERSOLE et al., 2001). Dôležité je aj hodnotenie sekundárnej produkcie makrozoobentosu, pretože táto je významná pre pochopenie toku energie vo vodnom ekosystéme. Sekundárna produkcia zahŕňa niekoľko parametrov populácie ako denzita, biomasa, rýchlosť rastu, prežitie a reprodukcia jednotlivých druhov, čo napovedá o miere významnosti populácie v danom spoločenstve a súčasne informuje o ich dôležitosti v ekosystéme (BENKE, 1993).

Cieľom práce bolo vyhodnotiť a porovnať vývinové cykly a sekundárnu produkciu vybraných druhov podeniek na troch lokalitách s odlišným teplotným režimom.

Opis lokalít

Sledované lokality toku Prosiečanky sa nachádzajú v Prosieckej doline situovanej v Chočských vrchoch. Dve zo sledovaných lokalít ležia na tokoch na flyšovom podloží, z toho prvá lokalita predstavuje horný tok Prosiečanky, charakteristické je odlesnenie povodia spôsobujúce značné výkyvy teplotného režimu (GPS súradnice: N 49° 10' 58.0'', E 19° 29' 36.9'', nadmorská výška: 920 m n. m). Naproti tomu druhá lokalita je prítokom Prosiečanky a predstavuje zachovalý podhorský tok s nižším kolísaním teplôt a s priemerne o 4°C nižšou teplotou vody než na lokalite 1 (GPS súradnice: N 49° 11' 04.8'', E 19° 28' 58.0'', nadmorská výška: 920 m n. m). Avšak, tretia lokalita leží na vápencovom podloží toku, vyviera 100m pod prameňom a charakteristická je takmer s celoročne stálou teplotou vody (7-8°C) (GPS súradnice: N 49° 09' 43.49'', E 19° 29' 32.2'', nadmorská výška: 705 m n. m).

Tab.1: Teplota vody na sledovaných lokalitách

	I. - III.05	IV.05	V.05	VI.05	VII.05	VIII.05	IX.05	X.05	XI.-XII.05
Lok. 1	zamrznutá	9°C	15.5°C	20°C	19°C	14°C	11.5°C	6.5°C	zamrznutá
Lok. 2	zamrznutá	4°C	9°C	17°C	14°C	11°C	9°C	4°C	zamrznutá
Lok. 3	7°C	7°C	8°C	8°C	8°C	8°C	7°C	7°C	7°C

Materiál a metódy

Kvantitatívne a semikvantitatívne vzorky makrozoobentosu boli odoberané v pravidelných mesačných intervaloch v roku 2005. Kvantitatívne vzorky makrozoobentosu z celkovej plochy 0,4 m² boli odoberané pomocou Kubíčkovho bentometra (plocha bentometra 0,1 m²). Semikvantitatívne zbery makrozoobentosu boli odoberané tzv. kicking metódou pomocou hydrobiologickej siete. Zozbieraný materiál bol fixovaný 4% formaldehydom. Imága boli získavané smýkaním pobrežnej vegetácie a fixované 70% alkoholom. Pri každom odbere bola zmeraná teplota vody pomocou teplomera. Larvy radu Ephemeroptera boli deteminované na úroveň druhu pomocou binokulárnej lupy a mikroskopu. Pre stanovenie vývinových cyklov boli použité kvantitatívne i semikvantitatívne vzorky, pre stanovenie sekundárnej produkcie to boli len kvantitatívne vzorky. Meraná bola dĺžka tela jednotlivých druhov počas všetkých mesiacov pomocou binokulárnej lupy s presnosťou na 0,1 mm. Microsoft Excel bol použitý pre grafické znázornenie vývinových cyklov. Sekundárna produkcia bola vyhodnotená použitím veľkostne frekvenčnej metódy (size-frequency method) (HAMILTON, 1969; BENKE, 1979). Odhad larválnej biomasy bol robený podľa JOHNSTON & CUNJAK (1999) použitím vzorca: $Y = b_0 \cdot X^{b_1}$, kde Y = hmotnosť v mg; X = dĺžka v mm, pričom u jednotlivých druhoch sú hodnoty b_0 a b_1 nasledovné:

Baetis rhodani $b_0 = 0,0147$; $b_1 = 2,1$

Electrogena samalorum $b_0 = 0,0043$; $b_1 = 3,35$

Rhithrogena carpatoalpina $b_0 = 0,0138$; $b_1 = 2,56$

Výsledky

Celkovo bolo určených 12 druhov podeniek na lokalite 1 a 2, v podmienkach s konštantným teplotným režimom (lokalita 3) boli determinované len 4 druhy podeniek. Zamerali sme sa iba na dominantné a pre všetky tri lokality spoločné druhy a to *Baetis rhodani*, *Electrogena samalorum* a *Rhithrogena carpatoalpina*.

Baetis rhodani je prevažne bivoltinný druh, avšak na oboch lokalitách s premenlivým teplotným režimom vykazoval univoltinný vývinový cyklus s jednou zimnou generáciou a výletom imág v máji. No v podmienkach s celoročne stálou teplotou vody mal bivoltinný cyklus. Jedna generácia pretrvávala od mája do septembra s výletom imág v júli až septembri, ďalšia generácia trvala od augusta do apríla s výletom imág v marci až apríli. *Rhithrogena carpatoalpina* mala na všetkých troch lokalitách univoltinný vývinový cyklus. Na lokalite 1 bol výlet imág už v apríli a posledné dospelé larvy boli nájdené v auguste, na lokalite 2 imága lietali až od mája. Na tretej lokalite sme zaznamenali predĺženie obdobia výletu imág od marca do neskorej jesene. *Electrogena samalorum* mala univoltinný vývinový cyklus na lokalite 1 a 2. Na lokalite so stálym teplotným režimom nebol nájdený žiaden jedinec. Výlet imág bol na lokalite 1 v máji a o mesiac neskôr na lokalite 2.

Na prvej lokalite celková sekundárna produkcia spoločenstva podeniek bola 2225,23 mg DW.m⁻² a najväčší až 46% podiel z celkovej produkcie spoločenstva podeniek mal euryékný *Baetis rhodani*, ďalej 35% - *Electrogena samalorum* a len 3% - *Rhithrogena carpatoalpina*. Priemerná denzita spoločenstva podeniek bola 985 ind.m⁻² a priemerná biomasa 528,34 mg DW.m⁻². Na druhej lokalite bola celková sekundárna produkcia spoločenstva podeniek viac ako 4-krát vyššia (9186,48 mg DW.m⁻²). Najväčší podiel na celkovej produkcii spoločenstva podeniek mal *Ecdyonurus picteti* - 36% a *Rhithrogena carpatoalpina* - 24%, ďalej *Baetis rhodani* - 20% a *Electrogena samalorum* - len 15%. Priemerná denzita spoločenstva podeniek bola 2664 ind.m⁻² a priemerná biomasa 993,52 mg DW.m⁻². Na tretej, teplotne

konštantnej lokalite, celková sekundárna produkcia spoločenstva podeniiek bola nezvyčajne vysoká až 11554,6 mg DW.m⁻². Hlavným producentom bol *Baetis alpinus* – 57% podiel na celkovej produkcii spoločenstva podeniiek, ďalej *Rithrogena carpatoalpina* – 38% a len 4,5 % podiel *Baetis rhodani*. Priemerná denzita spoločenstva podeniiek bola 3734 ind.m⁻² a priemerná biomasa 485, 9 mg DW.m⁻².

Konštantný teplotný režim pramenných tokov spôsobuje, že teplota, ako hlavný faktor riadiaci rast a vývin lariev vodného hmyzu, bola príčinou odlišného vývinového cyklu u daných druhov než ako bolo pozorované v tokoch s premenlivou teplotou. Vyššia teplota vody na prvej lokalite sa prejavila v rýchlejšom vývine a skoršom výlete imág v porovnaní s druhou lokalitou.

Pod'akovanie

Práca bola podporená grantovou agentúrou VEGA, granty č. 1/4355/07 a č. 1/4353/07.

Literatúra

BENKE, A. C. (1979). A modification of the Hynes method for estimating secondary production with particular significant for multivoltine population. *Limnology and Oceanography*, 24: 168-174.

BENKE, A. C. (1993). Concepts and patterns of invertebrate production in running waters. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*. 25:15-38.

CHRISTMAN, V. D. & VOSHELL, J. R. (1992). Life history, growth and production of Ephemeroptera in experimental ponds. *Ann. ent. Soc. Am.* 85: 705-712.

EBERSOLE, J. L., LISS, W. J. & FRISSEL, C. A. (2001). Relationship between stream temperature, thermal refugia and rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* abundance in arid-land streams in the northwestern United States. *Ecology of Freshwater Fish*. 10: 1-10.

HAMILTON, A. L. (1969). On estimating populations from trapping records. *Limnol. Oceanogr.* 14: 766-770.

JOHNSTON, T. A. & CUNJAK, R. A. (1999). Dry mass-length relationships for benthic insects: a review with new data from Catamaran Brook, New Brunswick, Canada. *Freshwater Biology*. 41: 653-674.

ROSENBERG, D. M. (ed). (1979). Freshwater benthic invertebrate life histories: current research and future needs. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. 36: 289-345.

WATANABE, N. C. & YOSHITAKA, I. (1999). Effect of water temperature on the mass emergence of the mayfly, *Ephoron shigae*, in a Japanese river (Ephemeroptera: Polymitarcyidae). *Freshwater Biology*. 41: 537-541.

KOEXISTENCE TAXONŮ Z ČELEDI PAKOMÁROVITÝCH V TEKOUCÍCH VODÁCH: VÝZNAM FAKTORŮ PROSTŘEDÍ A STRUKTURY SPOLEČENSTVA

Brabec, K.¹, Kubošová, K.¹, Martincová, I.², Jarkovský, J.¹ a Hájek, O.²

¹ *Výzkumné centrum pro chemii životního prostředí a ekotoxikologii (RECETOX), Přírodovědecká fakulta Masarykovy univerzity, Kamenice 126/3, Brno 625 00, brabec@sci.muni.cz*

² *Ústav botaniky a zoologie, Přírodovědecká fakulta Masarykovy univerzity, Kotlářská 2, Brno 611 37*

Společenstva makrozoobentosu žijící v tekoucích vodách se vyznačují druhovou bohatostí, diverzitou životních strategií a dynamickou vazbou na podmínky prostředí. Studium vazby výskytu jednotlivých taxonů i souhrnných parametrů společenstva na podmínky prostředí patří k tradičním tématům ekologických studií. Pro prezentovaný příspěvek jsme se zaměřili na analýzu faktorů vysvětlujících společný výskyt (koexistence) vybraných taxonů čeledi pakomárovitých.

Analýzou vztahu čeledi Chironomidae k podmínkám prostředí vymezeným typy nebo gradienty fluviálních ekosystémů se zabývali např. Lehman (1971), Lindegaard-Petersen (1972), Coffman (1973) nebo Rossaro (1993). Z přirozených parametrů vykazuje nejzřetelnější odezvu ve složení taxocenózy pakomárovitých zonalita tekoucích vod. Poměrně specificky vymezená společenstva byla popsána pro krenon a potamon, nikoliv však pro rhitron. Definice zonálních charakteristik toků je založena na vzájemně korelovaných faktorech mezi které patří například teplotní režim, allochtonní/autochtonní zdroj organické hmoty, typ substrátu, spád a hydraulické charakteristiky koryta. Stanovení významu jednotlivých faktorů je obtížné, proto bývá častěji využívána typologie toků založená na kombinaci faktorů. Pro distribuci jednotlivých druhů je významná interakce mezi jejich životními strategiemi a podmínkami prostředí.

Pro výskyt a početnost populací larev pakomárů jsou určující disperzní mechanismy, biologické interakce, využívání zdrojů a časo-prostorová variabilita fluviálních ekosystémů (Tokeshi, 1999).

Společný výskyt párů taxonů pak může mít více příčin:

i/ taxony jsou součástí regionální diverzity (species pool)

ii/ mají společné environmentální preference

iii/ biologické interakce neprobíhají na úkor populací jednoho z taxonů

iv/ podmínky prostředí (dynamika disturbancí), charakter celého společenstva bentických bezobratlých vytvářejí specifické podmínky pro uplatnění ekologických nik

Hodnocení koexistence druhů pakomárů je z literatury známo především ze studií zaměřených na prostorovou úroveň habitatů (Tokeshi & Townsend, 1987). Vždy je ovšem velkým problémem skutečnost, že při použití larválního materiálu není možné získat rozsáhlejší data pokrývající celou taxocenózu a environmentální gradienty.

Základní analýza naší studie byla provedena na 370 vzorcích odebraných na úrovni úseku toku a 20 vybraných taxonech pakomárů. Při výběru taxonů byla zohledněna spolehlivost determinace, zastoupení široce rozšířených i habitatově specializovaných taxonů a dostatečný

počet záznamů v datovém souboru. Pomocí indexů podobnosti a shlukovací analýzy byla vyhodnocena četnost společných nálezů. Dále byly hledány souvislosti mezi výskytem a koexistencí taxonů vůči parametrům prostředí a vlastnostem celého společenstva makrozoobentosu. Koexistence jednotlivých párů taxonů byla využita ke kategorizaci vzorků, jejichž abiotické a biotické parametry byly testovány na rozdílnost mezi kategoriemi. Pro interpretaci koexistence vybraných párů byly využity preferenční křivky jednotlivých taxonů i databáze životních strategií.

Výsledky rozšiřují obecné informace o roli zástupců čeledi pakomárovitých ve společenstvech makrozoobentosu, jejich distribuci a společném využívání říčních biotopů. Vzhledem k tomu, že datový soubor obsahuje i lokality antropogenně ovlivněné poskytují výsledky studie také poznatky využitelné při stanovení indikačního potenciálu hodnocených taxonů i celých společenstev makrozoobentosu.

Studie vznikla za podpory projektů VaV MŽP SP2e75008, EURO-LIMPACS (GOCE-CT-2003-505540) a INCHEMBIOL (MŠMT 0021622412).

Literatura

Coffman W.P., 1973. Energy flow in a woodland stream ecosystem. II. The taxonomic composition and phenology of the Chironomidae as determined by the collection of pupal exuviae. *Archiv fur Hydrobiologie* 71: 281-322.

Lehmann J., 1971. Die Chironomiden der Fulda (Systematische, ökologische und faunistische Untersuchungen). *Archiv fur Hydrobiologie Supplement* 37: 466-555.

Lindgaard-Petersen C., 1971. An ecological investigation of the Chironomidae (Diptera) from a Danish lowland stream (Linding A). *Archiv fur Hydrobiologie* 69: 465-507.

Rossaro B., 1991. Factors that determine chironomid species distribution in fresh waters. *Boll. Zoologia* 58: 281-286.

Tokeshi M. & C.R. Townsend, 1987. Random patch formation and weak competition: coexistence in an epiphytic chironomid community. *Journal of Animal Ecology* 56(3): 833-845.

Tokeshi M., 1999. Species coexistence, ecological and evolutionary perspectives. Blackwell Science Ltd.

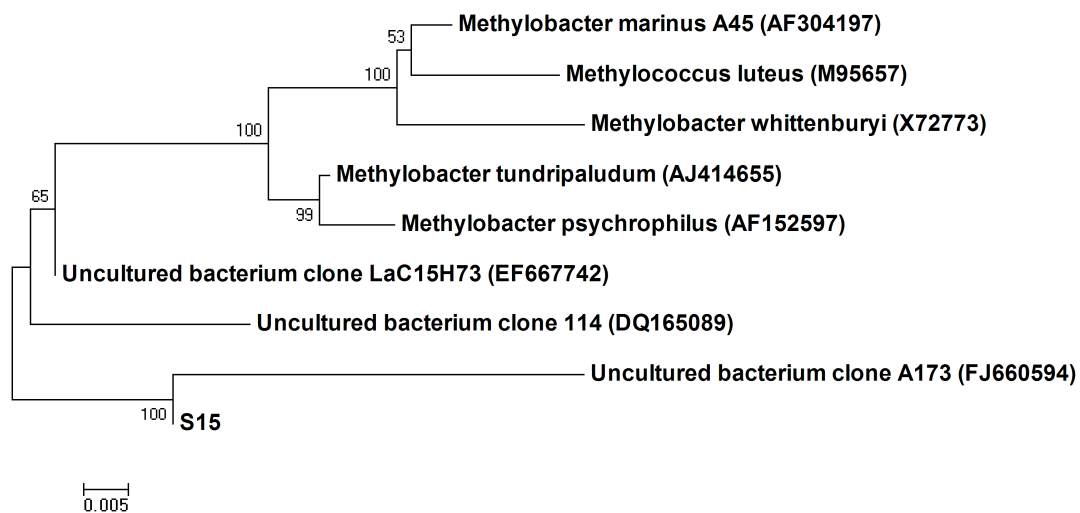
FYLOGENETICKÁ ANALÝZA METANOGENNÍCH ARCHEÍ A METANOTROFNÍCH BAKTERIÍ V HYPORHEICKÉM SEDIMENTU POMOCÍ KLONOVÁNÍ A SEKVENACE GENŮ MCRA A 16S rRNA GENŮ

Brablcová, L.¹, Buriánková, I.¹, Lee, S.-H.², Kim, D.-H.²,
Cupalová, J.¹, Rulík, M.¹

¹ Katedra ekologie a životního prostředí PřF UP v Olomouci, Šlechtitelů 11, 783 71 Olomouc
e-mail: formicula@email.cz, ivaburiankova@seznam.cz;

² Department of Environmental Science, Hankuk University of Foreign Studies (HUFS),
Mohyeon-myeon, Cheoin-gu, Yongin-si, Gyeonggi-do, 449-791, Korea

Naše dosavadní výzkumy na toku Sitka prokázaly, že produkce metanu v sedimentech a jeho plynné emise do ovzduší jsou poměrně významné a nezanedbatelné z hlediska lokálních zdrojů skleníkových plynů. Protože o produkci metanu v tekoucích vodách existuje doposud minimum informací a o jeho spotřebě metanotrofními baktériemi pak prakticky nevíme vůbec nic, hlavním cílem této studie je detekce a zjištění diverzity jak metanogenních archea, tak metanotrofních bakterií skupin I a II pomocí molekulárních technik zaměřených na PCR amplifikaci genů kódujících metyl koenzym M reduktázu (*mcrA*) u metanogenů a 16S rRNA (metanotrofové skupiny I a II). Tato studie je součástí projektu GAČR „Biogeochemie metanu a detekce metanogenních a metanotrofních bakterií v říčních sedimentech“, který bude řešen v příštích 4 letech. Vlastní experimentální postup byl založen na přímé extrakci DNA z přírodního vzorku, amplifikaci PCR, purifikaci PCR produktu, klonování do plazmidového vektoru, přenos na kompetentní buňky *Escherichia coli* a sekvenaci. Konstrukce a hodnocení kvality fylogenetického stromu (bootstrapping) a porovnání nalezených sekvencí se sekvencemi z databáze bylo provedeno pomocí programů RDP, CLUSTALLW a MEGA 4.0. V první fázi pokusů se nám zatím podařilo nalézt sekvenci, vykazující podle databáze RDP vysokou míru podobnosti s rodem *Methylobacter*, který je řazen do skupiny metanotrofů I. Analýza fylogenetického stromu (Obr.1) potvrdila, že zmíněná bakteriální sekvence 16S rRNA genu je úzce příbuzná rodu *Methylobacter* patřícímu do gammaproteobakterií. Tato sekvence byla získána přímou extrakcí DNA ze sedimentů z dolní části toku Sitka, které vykazují obecně nízkou metanotrofní aktivitu.



Obr.1 Fylogenetická pozice sekvence 16S rRNA genu (S15) získaná z hyporheického sedimentu toku Sitka.

Poděkování:

Tento výzkum byl finančně podpořen grantem GAČR 526/09/1639 a FRVŠ 2009/2135/G4.

GENETICKÁ VARIABILITA PERLOOČEK *DAPHNIA CURVIROSTRIS* A *D. PULEX* Z JARNÍCH PERIODICKÝCH VOD: EFEKT DISPERSE A LOKÁLNÍCH PROCESŮ V HIERARCHII POVODÍ.

Černý, M., Repovský, M. a Sacherová, V.

Katedra ekologie, Přírodovědecká fakulta UK Praha, Viničná 7, CZ 128 44
mail: cerny@natur.cuni.cz

Úvod

V posledních několika letech se zájem naší badatelské skupinky obrací k „malým“ vodám, o jejichž společenstvech se, krom obvyklých popisných výčtů druhů, ví překvapivě málo. Nabízí se například otázky, jak jsou si jednotlivé tůň podobné, co o podobnosti či roznosti společenstev rozhoduje, zda lokální biologické procesy či obecné fyzikální a chemické vlastnosti, zda je kolonizace a vývoj společenstev tůní nějak determinován vzájemnou blízkostí či naopak izolací, a na jakých geografických měřítcích se takové procesy mohou uplatňovat.

V předkládané studii jsme se zaměřili na hodnocení genetické diverzity populací dvou tůňových druhů perlooček – *Daphnia curvirostris* a *D. pulex* v kontextu příslušnosti k jednotlivým povodím. Tyto druhy jsou vybaveny partenogenetickým rozmnožováním a produkcí trvalých vajíček, jež jsou schopna dálkových přenosů. Díky této kombinaci je u nich možná kolonizace nového habitatu prostřednictvím jen jediné propagule. Zajímá nás, zda platí předpoklad, že v rámci jednotlivých povodí si budou populace podobnější než mezi povodími, neboť občasné záplavy budou populace v rámci povodí homogenizovat.

Pro úplnost je třeba uvést, že tato práce je součástí větší studie srovnávající genetickou strukturu populací tůňových bezobratlých s různým způsobem rozmnožování a různou mírou disperse (např. berušek vodních či žábronožek – též v tomto sborníku).

Materiál a metodika

Během jarních sezón 2006-2008 jsme odebrali přes 100 většinou periodických tůní v povodích velkých českých a moravských řek (Morava, Dyje, Svratka, Odra, Labe, Orlice), přičemž jsme se snažili pokrýt i oblasti jejich soutoků (Dyje x Morava, Morava x Bečva, Dyje x Svratka, Labe x Orlice).

Z každé lokality jsme se snažili získat nejméně 40 jedinců perlooček, nebyli jsme však schopni na místě rozlišovat, zda se jedná o *D. curvirostris* či o *D. pulex*, na morfologickou determinaci došlo až k v laboratoři. Perloočky byly v terénu zamrazeny v tekutém dusíku a část též fixována 96% etanolem.

Pro odhad mezipopulační genetické variability jsme zvolili analýza allozymů (AAT, AMY, GPI, LDH, MPI a PGM), jež byla provedena dle standardních protokolů (Hebert a Beaton, 1989). V případě *D. curvirostris* jsme analyzovali celkem 42 populací, v případě *D. pulex* celkem 39 populací, z každé přitom po 40 jedincích (bylo-li jich tolik k dispozici) – výsledkem byla detailní alelická struktura každé populace. Její zhodnocení probíhalo pomocí FST analýzy v rámci AMOVA algoritmů programového balíku Arlequin 3.01 (Excoffier a

kol. 2006). Pro hodnocení možného efektu hierarchie povodí jsme navíc zvolili hodnocení Neiových genetických vzdáleností (UPGMA algoritmus) s využitím sw PopGene v. 1.32 (Yeh a kol. 1999) – tato analýza by měla ukázat, zda-li se populace seskupují podle povodí. Protože jsme chtěli ověřit, zda případné rozdíly nejsou výsledkem „pouhého“ efektu geografické vzdálenosti, testovali jsme populace jednoduchým Mantelovým testem s využitím algoritmů implementovaných v excelovském plug-inu PopTools v.3.15 (Hood, 2008), a to při 10000 permutacích.

Výsledky a diskuse

Obě analýzy – jak AMOVA (FST), tak i analýza genetických vzdáleností (Nei, UPGMA) - ukázaly shodný výsledek: u studovaných druhů perlooček není v allozymových datech patrná žádná struktura, jež by svědčila o genetickém oddělení či nějakém stupni izolace populací v rámci jednotlivých povodí. Z výsledků FST analýzy (tabulka 1) je patrné, že drtivá většina zjištěné genetické variance je zapříčiněna lokálními procesy, zatímco na efekt povodí „zbývá“ 6% (*D.curvirostris*), respektive 11% (*D.pulex*). Podobně náhledem na seskupení populací v UPGMA diagramech založených na Neiově genetické vzdálenosti nejsou vidět žádné shluky naznačující příbuznost populací v rámci povodí či regionů. Stejně tak Mantelův test nepotvrdil žádnou závislost genetických a geografických vzdáleností. Za významnou považujeme skutečnost, že zcela stejné výsledky ukazují oba zkoumané druhy.

Je tedy zřejmé, že v případě perlooček hrají daleko větší roli lokální procesy, kdy možnost založit populaci z jednoho úspěšného vajíčka (founder effect) a monopolizovat si habitat pro sebe (monopolizační hypotéza - DeMeester a kol. 2002) převáží nad možným efektem homogenizace v rámci inundačních území. Nepřítomnost (respektive nedetekovatelnost) žádného geografického „vzoru“ populací (např. geografický posun ve frekvenci alel) ovšem může jít na vrub snadné šířitelnosti epifaity, což je třeba v kontrastu s obdobně zkoumanými žábbronožkami, kde ke geografickému oddělení dochází (Sacherová a kol, tento sborník.)

Literatura

De Meester, L., Gomez, A., Okamura, B., Schwenk, K., 2002. The monopolization hypothesis and the dispersal-gene flow paradox in aquatic organisms. *Acta Oecologica*, 23: 121-135.

Excoffier, L., Laval, G., Schneider, S., 2005. Arlequin ver. 3.0: An integrated software package for population genetics data analysis. *Evolutionary Bioinformatics Online*, 1: 47-50.

Hebert, P.D.N., Beaton, M.J., 1989. Methodologies for allozyme analysis using cellulose acetate electrophoresis. Helena Laboratories, Beaumont, Texas.

Hood, G. 2008. PopTools, CSIRO, Australia (<http://www.cse.csiro.au/poptools/about.htm>)

Yeh, F.C., Boyle, T., Yang, R.C., Ye, Z., Mao, J., 1997. POPGENE, the user-friendly shareware for population genetic analysis. Molecular Biology and Biotechnology Centre, University of Alberta, Edmonton, Alta.

Poděkování:

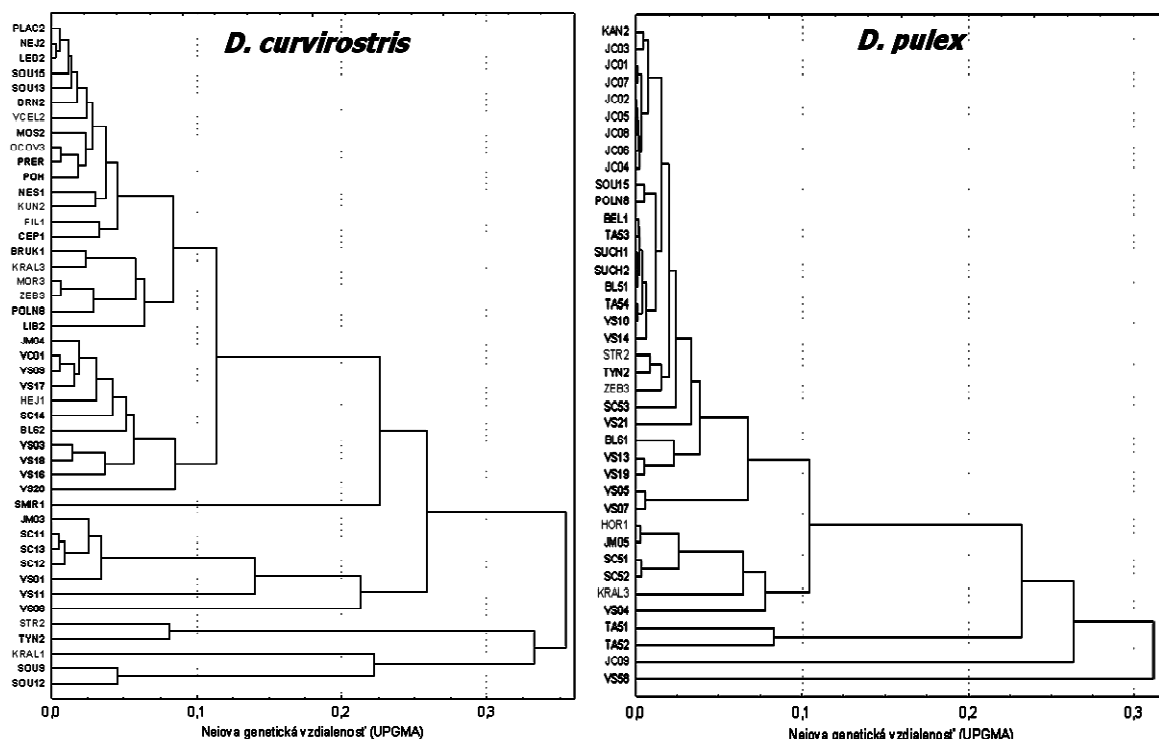
Na prvním místě chceme poděkovat European Science Foundation (ESF) EUROCORES Programme EURODIVERSITY, contract No. ERAS-CT-2003-980409 of the European

Commission, DG Research, FP6 za podporu projektu BIOPOOL, který byl financován českým členem konsorcia jako projekt GAČR DIV/06/E007. Zároveň děkujeme za finanční podporu Výzkumnému záměru MŠM 0021620828 a za poskytnutí příslušných povolení AOPK.

Tab.1

AMOVA – hierarchic partition of genetic variability	Degrees of freedom	% variability explained	Fixation indexes	p-value of significance
<i>Daphnia curvirostris</i>				
Among catchments	6	6,13	$F_{CT} = 0,06133$	<0,001
Within catchments	38	25,88	$F_{SC} = 0,27566$	<0,001
Among populations	3045	67,99	$F_{ST} = 0,32009$	<0,001
Total	3089			
<i>Daphnia pulex</i>				
Among catchments	6	11,09	$F_{CT} = 0,11089$	<0,001
Within catchments	32	19,09	$F_{SC} = 0,21473$	<0,001
Among populations	2505	69,82	$F_{ST} = 0,3018$	0,0127
Total	2543			

Obr.1 UPGMA analýza Neiových genetických vzdáleností.



MALAKOFAUNA MALÝCH VODNÝCH NÁDRŽÍ V MALÝCH KARPATOCH (PREDBEŽNÉ VÝSLEDKY)

Čejka, T.

Ústav zoológie SAV, Sekcia ekológie živočíchov, Dúbravská cesta 9, SK-84104 Bratislava, Slovensko, e-mail: tomas.cejka@savba.sk

Vodohospodárske funkcie vodných nádrží (závlahy, protipovodňová ochrana, rybolov) sú známe a pomerne dobre preskúmané. Menej známe sú ich ekologické funkcie, najmä vplyv na diverzitu bioty vodných tokov, na ktorých sú nádrže vybudované. Cieľom nášho projektu (SAV-FM-EHP-2008-03-04, finančný mechanizmus EHP: *Multidisciplinárne vyhodnotenie funkcie a významu umelých vodných nádrží a ich ekologický manažment*), ktorý končí v r. 2011, je vyhodnotiť vplyv vodných nádrží na biologickú a genetickú diverzitu modelových skupín bioty (makrovegetácia, bentos, planktón, ryby, vtáky) a modelovať vývoj ich biodiverzity za účelom návrhu plánu manažmentu so zreteľom na ich ekologickú hodnotu, ktorý umožní využitie nádrží na ich pôvodné účely pri súčasnom zabezpečení efektívnej ochrany prírody v danej lokalite. Predkladaný príspevok prináša predbežné kvantitatívne výsledky o diverzite vodnej malakofauny zo septembra r. 2008.

Spoločenstvá mäkkýšov sme vzorkovali na 18 odberových miestach (6 nádrží a ich prítok, litorál a odtok) kvantitatívne (Surberov vzorkovač), dáta boli doplnené o kvalitatívne zbery. Na základe jedného jesenného odberu možno konštatovať, že sledované vodné biotopy sa vyznačujú pomerne nízkou alfa aj beta diverzitou malakofauny. Celkový počet druhov mäkkýšov v sledovanom území bol 14 (10 Gastropoda, 4 Bivalvia), celkový počet jedincov na 1 m² bol 1848. Počet druhov na jednotlivých lokalitách sa pohyboval od 0–6, počet ind.m⁻² varíroval od 0 do 640 ind.m⁻² (max. *Dreissena polymorpha* v litoráli nádrže Lozorno). Najkonštantnejšími druhmi v území boli hrachovka *Pisidium casertanum* (44 % všetkých lokalít) a nepôvodná kotúľka *Gyraulus parvus* (39 %). Konštantné boli druhy *Radix auricularia* a *Radix peregra* (obidva na 28 % lokalít). Ostatné druhy: *Galba truncatula*, *Pisidium subtruncatum* (22 %), *Radix ovata*, *Ancylus fluviatilis*, *Gyraulus albus*, *Musculium lacustre* (11 %), *Bythinella austriaca* s.l., *Lymnaea stagnalis*, *Hippeutis complanatus*, *Dreissena polymorpha* (6 %). Z predbežných výsledkov vyplýva, že v sledovaných nádržiach a ich prítokoch a odtokoch je stredne vysoká až nízka alfa a beta diverzita malakofauny, typická je prevaha euryekných a jedného konštantného nepôvodného druhu (*G. parvus*).

FYTOPLANKTON TATRANSKÝCH PLES: FAKTORY OVLIVŇUJÍCÍ DRUHOVÉ SLOŽENÍ A BIOMASU

Červenková, L. a Nedbalová, L.

Katedra ekologie, Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy, Viničná 7, 128 44, Praha 2;
lenkacerven@gmail.com

Horská jezera představují unikátní ekosystémy charakterizované často extrémními abiotickými podmínkami a krátkým vegetačním obdobím. Cílem této práce bylo porovnat fytoplankton širokého spektra tatranských ples a najít klíčové faktory ovlivňující počet druhů, jejich poměrné zastoupení a celkovou biomasu.

Předběžné výsledky jsou založeny na studiu vzorků odebraných z povrchové vrstvy 34 jezer v září 2004. Statistické analýzy byly provedeny v programu CANOCO a PAST.

Celkem bylo pozorováno 146 druhů planktonních sinic a řas, počet druhů v jednom jezeře se pohyboval v rozmezí 9–44. Druhová bohatost byla významně ovlivněna morfometrickými parametry - klesala se zvyšující se nadmořskou výškou jezera ($p < 0,01$) a zvyšovala se s plochou a hloubkou jezera ($p < 0,01$). Vliv chemických parametrů nebyl prokázán. Jednotlivá jezera se se vyznačovala unikátní flórou, která odrážela rozdíly v morfometrických a chemických parametrech ples. Z hlediska objemové biomasy ve 30 % jezer dominovala skupina Dinophyta (např. Velké Spišské pl.), ve 20 % Chrysophyceae (např. V. Terianske pl.), v 10 % Bacillariophyta (např. Prvé Roháčske pl.), Chlorophyta (např. Okrúhle pl.) a Cryptophyta (např. V. Račkove pl.) a v jednom jezeře Synurophyceae (Zmarzly St. Gašienicowy), rovnoměrné zastoupení více skupin řas bylo charakteristické pro 20 % ples. Nejvýznamnějším faktorem řídícím druhové složení bylo pH ($p < 0,01$), což ukazuje na přetrvávající význam okyselení části tatranských ples, které vyvrcholilo na začátku 90. let 20. stol. (Stuchlík et al. 2006).

Celková objemová biomasa fytoplanktonu se pohybovala v rozmezí $0,002 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ (Skalnaté pl.) až $5,2 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ (N. Rakytovské pl.), nejvyšší hodnoty jsme zaznamenali v malých silně acidifikovaných plesech v lesním pásmu. Objemová biomasa negativně korelovala s pH a s nadmořskou výškou jezera ($p < 0,001$).

Dlouhodobé sledování jezer umožnilo sledování vlivu ústupu acidity na druhové složení i kvantitu fytoplanktonu. Např. v roce 1991 dominoval v tehdy silně acidifikovaném Starolesnianském plese druh *Koliella longiseta*, v roce 2004, kdy pH jezera vzrostlo na hranici mezi statutem silně acidifikovaného a acidifikovaného jezera (5,1; Kopáček et al. 2006), byla tato řasa zastoupena minoritně a převažovaly druhy *Gymnodinium* sp., *Peridinium umbonatum*, *Dinobryon sertularia* a *Carteria* sp. Tato změna v druhovém složení byla doprovázena výrazným poklesem koncentrace chlorofylu *a*. Naopak v případě neacidifikovaného Ladového plesa nebyly oproti roku 1991 pozorovány výrazné změny ve složení fytoplanktonu, až na snížení zastoupení druhu *Koliella longiseta*, který byl dříve vázán především na období tzv. epizodické acidifikace v jarním období (Dargocká et al. 1997).

Literatura:

Dargocká, J., Kneslová, P., Stuchlík, E. 1997. Fytoplanktón niektorých rôzne acidifikovaných plies Vysokých Tatier. Štúdie o TANAPe 2(35): 41–62.

Kopáček, J., Hardekopf, D., Stuchlík, E. 2006. Chemical composition of the Tatra Mountain lakes. Recovery from acidification. *Biologia* 61, Suppl. 18: S21–S33.

Stuchlík, E., Kopáček, J., Fott, J., Hořická, Z. 2006. Chemical composition of the Tatra Mountain lakes. Response to acidification. *Biologia* 61, Suppl. 18: S11–S20.

MALÉ VODNÉ NÁDRŽE AKO ZDROJ DIVERZITY VODNÝCH ORGANIZMOV (PREDBEŽNÉ VÝSLEDKY)

Čiamporová-Zaťovičová, Z., Pastuchová, Z., Čejka, T.,
Illéšová, D. a Čiampor, F.

Ústav zoológie SAV, Sekcia ekológie živočíchov, Dúbravská cesta 9, 845 06 Bratislava
e-mail: zuzana.zatovicova@savba.sk

Umelo vytvorené malé vodné nádrže (MVN) boli vybudované na málovodnatých tokoch predovšetkým za účelom využitia ich potenciálu a efektívneho hospodárenia s vodou (zavlažovanie, protipovodňová ochrana). Zároveň predstavujú významný krajínotvorný prvok Slovenska, avšak ich ekologická funkcia (novovzniknuté biotopy vodných a príbrežných organizmov, zachovanie a rozvoj druhovej a genetickej diverzity a podobne) je skoro neznáma.

Projekt SAV-FM-EHP-2008-03-04 (Finančný mechanizmus EHP) „Multidisciplinárne vyhodnotenie funkcie a významu umelých vodných nádrží a ich ekologický manažment“ má za cieľ identifikovať funkciu MVN v systéme akvatických biotopov Slovenska v súvislosti so zachovaním a rozvojom diverzity vodnej bioty. Výskum by mal poskytnúť možnosť modelovať vývoj biodiverzity za účelom návrhu plánu manažmentu so zreteľom na ekologickú hodnotu nádrží, čo umožní ich využitie na pôvodné účely pri súčasnom zabezpečení efektívnej ochrany prírody na danej lokalite.

Príspevok prináša prvé výsledky výskumu (september 2008) šiestich MVN (JZ Slovensko), ich prítokov a odtokov, z hľadiska makrozoobentosu. Nádrže sú lokalizované po oboch stranách Malých Karpát: tri na Podunajskej nížine (VN Doľany, Suchá nad Parnou a Dolné Dubové) a tri na Záhorskej nížine (VN Kuchyňa, Lozorno a Vývrat), v odlišnom prostredí najmä z pohľadu využitia okolitej krajiny a antropického zaťaženia. „Podunajské“ nádrže (povodie Váhu) ležia uprostred poľnohospodárskej krajiny, ich prítoky sú kontaminované splachmi z poľí a poľnohospodárskej výroby; „Záhorské“ nádrže (povodie Moravy) ležia vo vyššej nadmorskej výške, ich prítoky odvodňujú CHKO Malé Karpaty a nie sú priamo antropogénne ovplyvnené. To sa odrazilo aj v stanovených fyzikálno-chemických parametroch vody (napr. nižšia priemerná teplota tokov aj litorálov nádrží na Záhorskej strane; podstatne vyššie hodnoty BSK₅, dusičnanov, dusitanov, TN, fosforečnanov, TP, chlorofylu-*a* na Podunajskej strane).

Makrozoobentos bol študovaný na všetkých 18 lokalitách (litorál, prítok, odtok každej nádrže) kvantitatívne (Surber sampler), dáta boli doplnené o kvalitatívne zbery. Už na základe jediného jesenného odberu možno skonštatovať, že tieto vodné biotopy sa vyznačujú relatívne vysokou diverzitou vodných bezstavovcov. Celkovo bolo zaznamenaných 230 taxónov zo 17 vyšších taxonomických skupín, v rozmedzí od 16 taxónov v litoráli VN Vývrat po 59 taxónov v prítoku VN Lozorno. Najvyššie druhové bohatstvo dosahovali skupiny hmyzu: Diptera (77 taxónov, z toho 52 Chironomidae), Coleoptera (36) a Trichoptera (31). Zistené hodnoty denzity sa pohybovali od 266 ind.m⁻² (Doľany – litorál) po 10 489 ind.m⁻² (Dolné Dubové – odtok). Kým vo všetkých prítokoch a odtokoch dominoval rod *Gammarus* (v odtoku VN Suchá nad Parnou a Vývrat spolu s *Hydropsyche angustipennis* a prítoku VN Lozorno s larvami rodu *Limnius*), v litoráloch bola denzita druhov vyrovnaná, resp. dominovali rôzne druhy (v Suche n/Parnou *Caenis luctuosa*, v Lozorne *Dreissena polymorpha*, vo Vývrati *Endochironomus tendens*).

CCA analýza biologických dát a environmentálnych premenných naznačila odlišnosti v štruktúre spoločenstiev vodných bezstavovcov a definovala určité skupiny lokalít. V smere osi x (predstavuje rýchlosť prúdu) sa oddelili lokality litorálov od prítokov a odtokov; pozdĺž osi y, korelovanej s celkovým obsahom fosforu, sa lokality zoskupili podľa lokalizácie na Podunajskej, resp. Záhorskej strane. Analýza podobnosti (ANOSIM) následne potvrdila rozdiely v spoločenstvách bentosu litorálov nádrží oboch povodí ($R=0,26$), ako aj výrazné rozdiely ($R=0,4$) v spoločenstvách prítokov Záhorskej strany, v porovnaní s ostatnými prítokmi a odtokmi.

DIVERZITA, ROZŠÍRENIE A GENETICKÁ VARIABILITA VODNÝCH CHROBÁKOV ČEĽADE ELMIDAE NA SLOVENSKU (ÚVOD DO VÝSKUMU)

Čiamporová-Zaťovičová, Z. a Čiampor, F., jr.

Ústav zoológie SAV, Sekcia ekológie živočíchov, Dúbravská cesta 9, 845 06 Bratislava
e-mail: zuzana.zatovicova@savba.sk; f.ciampor@savba.sk

Vodné chrobáky čeľade Elmidae sú dôležitou, aj keď v hydrobiológii často opomínanou súčasťou spoločenstiev vodných bezstavovcov, napriek ich bioindikačnému potenciálu. Spoločne so zástupcami čeľade Hydraenidae tvoria stabilnú súčasť bentickej fauny všetkých typov tečúcich vôd, avšak v hydrobiológii štandardne používané, najmä kvantitatívne odberové postupy, často neumožňujú zachytenie imaginálnych štádií, kľúčových pre ich determináciu.

Cielený faunisticko-biogeografický výskum čeľade sa na Slovensku zintenzívnil až v niekoľkých posledných rokoch, pričom v období rokov 2009-2013 bude realizovaný prostredníctvom projektu grantovej agentúry VEGA (2/0028/09). Doposiaľ získané recentné dáta z viac ako 350 lokalít z celého Slovenska, doplnené literárnymi údajmi a zrevidovaným múzejným materiálom, tvoria kvalitnú bázu pre zhodnotenie diverzity a rozšírenia jednotlivých druhov čeľade na našom území. V priebehu trvania projektu predpokladáme nárast počtu preskúmaných lokalít minimálne o 50 ďalších, lokalizovaných najmä v slabšie preskúmaných oblastiach Slovenska.

Aktuálny check-list Elmidae Slovenska zahŕňa 9 rodov a 22 druhov (21 z podčeľade Elminae; 1 Larinae), pričom výskyt druhov *Esolus pygmaeus* (Ph. Müller, 1806) a *Stenelmis puberula* Reitter, 1887 bol na Slovensku potvrdený len nedávno a larva druhu *S. puberula* bola opísaná zo SV Slovenska pred dvoma rokmi. Naopak, literárne údaje o výskyte druhov *Limnius muelleri* (Erichson, 1847), *Normandia nitens* (Ph. Müller, 1817), *N. sodalis* (Erichson, 1847) a *Stenelmis canaliculata* (Gyllenhal, 1808) sú sporné a potvrdenie ich recentného výskytu je jedným z cieľov projektu.

Biogeografická časť výskumu je zameraná predovšetkým na objasnenie areálu rozšírenia niektorých zriedkavých druhov (napr. *Elmis obscura* (Ph. Müller, 1806), *Limnius intermedius* Fairmaire, 1881, *Oulimnius tuberculatus* (Ph. Müller, 1806), *Macronychus quadrituberculatus* Ph. Müller, 1806, *Potamophilus acuminatus* (Fabricius, 1792)), o výskyte ktorých existuje len minimum údajov. Už doterajší prieskum potvrdil výskyt týchto druhov na viacerých nových lokalitách a ďalšie sa očakávajú. Naopak, výskyt druhov *Elmis rioloides* Kuwert, 1890 a *Limnius opacus* Ph. Müller, 1806 zatiaľ z recentne preskúmaných lokalít nie je doložený. Množstvo skúmaných lokalít navyše umožňuje identifikáciu z hľadiska čeľade faunisticky najzaujímavejších a druhovo najbohatších oblastí Slovenska (patrí k nim napr. oblasť Nízkych Beskyd a NP Poloniny na SV Slovenska), ako aj poznanie ekologických nárokov široko rozšírených druhov (napr. *Elmis maugetii* Latreille, 1798, *Limnius perrisi* (Dufour, 1843)), resp. ich výskyt pozdĺž environmentálnych gradientov.

V úvode štúdia genetickej variability, ktoré je na území Slovenska u hmyzu zatiaľ stále ojedinelé a v prípade čeľade Elmidae celosvetovo unikátne, bol analyzovaný fragment génu pre cytochróm b mtDNA. Analyzovaných bolo viac ako 40 jedincov druhov *E. maugetii* a *L.*

perrisi z celého Slovenska, pričom sa potvrdil výskyt viacerých haplotypov u oboch druhov. Odhad genealógie analyzovaného DNA fragmentu pomocou programu TCS zatiaľ nepotvrdil vzťah medzi distribúciou haplotypov a geografickou polohou lokalít. Tieto predbežné analýzy však naznačujú ďalšie smerovanie výskumu populačnej genetiky Elmidae, predovšetkým potrebu analýzy väčšieho počtu vzoriek, resp. analýzu ďalších DNA markerov. Navyše, získané dáta naznačujú, že morfológická determinácia nemusí byť vždy spoľahlivá (napr. výskyt výrazne odlišných sekvencií presahujúcich vnútrodruhovou variabilitu u druhu *E. maugetii*). V nasledujúcom období sa výskum zameria na analýzu ďalších vzoriek *E. maugetii* a *L. perrisi*, ako aj ďalších druhov a analýzu ďalších fragmentov DNA s cieľom spoľahlivo determinovať históriu šírenia a centrá diverzity fauny Elmidae na Slovensku.

STÁLOSŤ A STABILITA TAXOCENÓZY PODENIEK (EPHEMEROPTERA) V PRIEBEHU ŠIESTICH DEKÁD NA PRÍKLADE PRÍPADOVEJ ŠTÚDIE JIHLAVA-IVÁŇ

Čiliak, M.¹, Zahradková, S.¹ a Soldán, T.²

¹ Ústav botaniky a zoológie, Prírodovedecká fakulta, Masarykova univerzita v Brne, Kotlářská 2, 611 37 Brno, Česká republika, e-mail: ciliak@mail.muni.cz, zahr@sci.muni.cz

² Biologické centrum AV ČR, Entomologický ústav, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice, Česká republika, e-mail: soldan@entu.cas.cz

Abstrakt

Vplyv environmentálnych disturbancií na stálosť a stabilitu bentických spoločenstiev je už dlhú dobu predmetom záujmu akvatickej ekológie. Lokalita Iváň na rieke Jihlave je prípadovou štúdiou, na ktorej sa sledujú dlhodobé zmeny spoločenstiev vodných bezstavovcov ako následok environmentálnych zmien, pričom medzi najvýznamnejšie patria dôsledky výstavby vodných diel Dalešice - Mohelno a Nove Mlýny v 70. rokoch 20. storočia, ktoré predstavujú zmeny na regionálnej úrovni, nemenej významné sú aj zmeny lokálne – predovšetkým znečistenie a dajú sa predpokladať aj dopady globálnych zmien. Rieka Jihlava vo svojom dolnom úseku predstavovala pred samotnými výstavbami relatívne zachovalý potamálový biotop s výskytom viacerých zriedkavých a senzitivných druhov (*Choroterpes picteti*, *Isonychia ignota*, *Ephemerella mesoleuca*). Práve tento stav môže byť označený ako východiskový, na základe ktorého sme mohli posudzovať následné zmeny v druhovej a funkčnej štruktúre taxocenózy podeniek. Výstavbou vodných nádrží došlo ku zmenám v hydrologických, sedimentačných a teplotných režimoch, k strate spojitosti toku a nové vodné plochy a výrub lesných porastov pravdepodobne spôsobili mezoklimatické zmeny regiónu. Na hodnotenie stálosti a stability spoločenstiev sú vhodné dáta za dlhšie obdobie, ktoré by spoľahlivo interpretovali reprezentatívny rozsah podmienok sledovanej lokality. Vďaka viacerým rozsiahlym výskumným projektom, monitoringom a aj početným hydrobiologickým prácam, ktoré sa snažili zhodnotiť stav pred alebo po uvedení vodných diel do prevádzky sme mohli do analýz zahrnúť údaje z 50., 60., 70. a 90. rokov 20. storočia, ako aj údaje súčasné. Semikvantitatívne vzorky boli odoberané aspoň trikrát za rok ručnou bentickou sieťou alebo kovovým sitkom proporcionálne zo všetkých habitatov. Samotné druhové dáta boli doplnené o bežné fyzikálno-chemické a environmentálne premenné (BSK₅, priemerné mesačné a ročné prietoky, teploty vzduchu a vody) získané vlastnými meraniami alebo z Českého hydrometeorologického ústavu. Na lokalite došlo k značnej druhovej výmene. Napríklad druhy *Ephemerella mesoleuca*, *Isonychia ignota* a *Choroterpes picteti* sú pravdepodobne v študovanej oblasti vyhynuté. Ich opätovný výskyt je málo pravdepodobný v dôsledku straty kontinuity toku výstavbou vodných nádrží a nízkej vagility podeniek. Napriek druhovej výmene je spoločenstvo tvorené druhmi, vyskytujúcimi sa na lokalite kontinuálne od počiatku výskumov v 50. rokoch 20. storočia. Ide o druhy *Caenis macrura*, *Ephemerella ignita*, *Potamanthus luteus*, *Ephoron virgo*, *Heptagenia flava*, *H. sulphurea*, *Baetis fuscatus*. Zaujímavé je znovuobjavenie druhu *Brachycercus harrisella* v rokoch 2006 až 2008, ktorý bol naposledy zistený v 60. rokoch 20. storočia. Viaceré ubikvistické druhy najmä rodu *Baetis* nahradili vymiznuté druhy, čo v konečnom dôsledku viac-menej kompenzuje celkový rozdiel v počte druhov zistených v rokoch 1963 – 1964 a 2006 – 2008.

Kľúčové slová: podenky, Ephemeroptera, dlhodobé zmeny, rieka Jihlava, stabilita, stálosť

VLIV TOXICITY HLINÍKU A NÍZKÉHO pH NA RANÝ VÝVOJ *ISOËTES ECHINOSPORA*

Čtvrtlíková, M.^{1,2}, Vrba, J.^{3,2}, Znachor, P.^{2,3} a Hekera, P.⁴

¹ Botanický ústav AV ČR, Dukelská 135, 379 82 Třeboň, ctvrtlikova@butbn.cas.cz

² Biologické centrum AV ČR, Hydrobiologický ústav, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice

³ Přírodovědecká fakulta Jihočeské Univerzity, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice

⁴ Přírodovědecká fakulta Palackého University, tř. Svobody 26, 771 46 Olomouc

Populace šídlatky ostnovýtrusné (*Isoëtes echinospora* Durieu) přežila třicetileté období silné acidifikace Plešného jezera (Šumava) provázené vysokými koncentracemi fyto toxického hliníku (Al). V letech 2004–2008 bylo sledováno přežívání klíčnicích rostlin a věková struktura zotavující se populace. Současně proběhly laboratorní pokusy s cílem zjistit vliv různých hodnot pH (4–8) a koncentrací Al (0–1000 $\mu\text{g l}^{-1}$) na ontogenezi klíčnicích rostlin šídlatky. Experimentální přidavek hliníku v množství vyšším než 300 $\mu\text{g l}^{-1}$ nebo snížení pH pod 5 výrazně zpomalily růst klíčnicích rostlin. To se projevilo zejména výraznou redukcí absorpčních orgánů (rhizoidů makrogametofytu, kořenů a kořenového vlášení) a poklesem poměru nadzemní a podzemní biomasy pod hodnotu 1, což je ve rozporu s životní strategií šídlatek založené na dominanci kořenového systému. Specifické příznaky na již přežívajících jezerních rostlinách odpovídaly působení koncentrací Al 100–300 $\mu\text{g l}^{-1}$ v experimentech, což jsou zároveň i koncentrace Al v jezeře. Při vyšších koncentracích Al během dlouhého období acidifikace jezerní vody byl však vývoj a přežívání klíčnicích rostlin zastaven a populace mohla přežít jen díky dlouhověkosti dospělých rostlin. Podle výsledků naší studie je obnova populace šídlatky ostnovýtrusné v Plešném jezeře spojena teprve se zvýšením pH nad 5 a poklesem koncentrací Al pod 300 $\mu\text{g l}^{-1}$.

STUDIUM PŘÍTOMNOSTI, DIVERZITY A DISTRIBUCE AEROBNÍCH ANOXYGENNÍCH FOTOTROFŮ VE SLADKOVODNÍCH EKOSYSTÉMECH

Čuperová, Z.¹, Dvořák, P.² a Koblížek, M.¹

¹ MBÚ AVČR, Opatovický mlýn, 37901 Třeboň

² PřF Univerzity Palackého, tř. Svobody 26, 7716, Olomouc

Úvod

Bakteriální společenstva jsou nejpočetnější složkou vodních ekosystémů a jsou poměrně intenzivně studována, přesto v této oblasti výzkumu existuje spousta nezodpovězených otázek. Jednou z dlouhodobě přehlíženou skupinou bakterií vodních ekosystémů jsou aerobní anoxygenní fotosyntetické bakterie (AAPs), zástupci α β γ Proteobakterií, které pro svůj růst využívají organický uhlík, ale jsou také schopny využít světla jako přídatného zdroje energie. Poměrně velká pozornost je věnována aerobním anoxygenním fotosyntetickým bakteriím ve světových oceánech a mořích ve srovnání se sladkovodními systémy, kde je neporovnatelně méně prostudována přítomnost, distribuce a diverzita AAPs.

Materiál a metody

Na vybraných stanovištích (vysokohorská jezera, pískovny, nádrže) bylo prováděno celoroční nebo sezónní sledování výskytu AAPs s využitím metod infračervené fluorescenční mikroskopie a fluorimetrie. Pro zjištění diverzity AAPs ve studovaných lokalitách byla použita metoda FISH (fluorescence in-situ hybridization). Pro podrobnější fylogenetickou analýzu bakteriálního společenstva byla vybrána lokalita pískovna Cep, kde byly využity techniky molekulární biologie jako DGGE a tvorba knihoven klonů.

Výsledky

Dlouhodobá analýza výskytu AAPs byla prováděna na Cepské pískovně, kde jsme zjistili přítomnost AAPs během celého roku se dvěma hlavními maximy v květnu (~ 35 %) a září (~ 18 %). Na základě těchto dat jsme do experimentu zahrnuli sledování dalších sladkovodních ekosystémů v období největšího výskytu AAPs během roku. Mikroskopické analýzy a fluorimetrická měření založená na detekci fluorescenčního signálu BChla charakteristického pro AAPs potvrdila ve všech sledovaných lokalitách jejich přítomnost.

Největší výskyt AAPs byl prokázán ve vysokohorském jezeře Plešné (50 % z celkového množství bakterií), které bylo charakteristické také největší morfologickou diverzitou této skupiny bakterií. Fylogenetická analýza prokázala, že ve všech sledovaných sladkovodních ekosystémech převažují AAPs patřící do skupiny β Proteobakterií.

Metoda DGGE (denaturing gradient gel electrophoresis) založená na monitorování četnosti výskytu různých forem genu PufM (kódující M podjednotku reakčního centra AAPs) odpovídající jednotlivým druhům bakterií prokázala bohatou diverzitu AAPs v Cepské pískovně. Tuto kvantitativní metodu jsme doplnili metodou kvalitativní, tvorbou knihovny PufM klonů, kde se podařilo jednotlivé formy genu zaklonovat do pGEM T-easy vektoru a

transformovat do kompetentních DH5 α E.coli. Následná izolace zaklonovaných insertů jednotlivých pozitivních kolonií (obahujících PufM gen) a jejich sekvenční analýza pomůže získat přesnější informace o fylogenetické diverzitě.

VODNÉ EKOSYSTÉMY STOLOVÝCH HÔR GUAYANSKEJ VYSOČINY.

Derka, T.¹ a Lánczos, T.²

¹ Katedra ekológie, Prírodovedecká fakulta Univerzity Komenského, Mlynská dolina, 842 15 Bratislava, derka@fns.uniba.sk

² Katedra geochémie, Prírodovedecká fakulta Univerzity Komenského, Mlynská dolina, 842 15 Bratislava, lanczos@fns.uniba.sk

Úvod

Stolové hory Guayanskej vysočiny (tepuy) sú izolované pieskovcové masívy týčiace sa nad okolitú krajinu až 1000 m vysokými kolmými stenami. Ich vrcholové plošiny, dosahujúce výšky medzi 1500 a 3000 m n. m. (Briceño et al. 1991) predstavujú diskontinuálnu biogeografickú provinciu Pantepui, s rozlohou asi 5000 km² (Berry et al. 1995). Sú známe vysokým stupňom endemizmu. Na vrcholových plató nachádzame rozličné typy vodných ekosystémov: od riek, cez pramenné potoky, jaskynné toky až po mokrade obývané množstvom endemických druhov rastlín a živočíchov (Huber 1992, Šmída et al. 2005, Lánczos et al. 2007). Biota niektorých tepuis, napr. Roraimy a Chimanty bola pomerne podrobne preskúmaná (Huber 1992), zatiaľ čo iné ostávajú prakticky neznáme. Na ich vrcholoch bolo nájdené množstvo endemických živočíchov, dokonca aj spomedzi vodného hmyzu, ktorému sa až na výnimky venovala iba malá pozornosť (Spangler & Faitoute 1991, Čiampor & Kodada 1999, Kodada & Jäch 1999, Derka, 2002, Derka et al. *in press*). V našom príspevku budeme prezentovať výsledky hydrogeochemického a hydrobiologického výskumu zameraného predovšetkým na rozličné typy vodných ekosystémov na vrcholových plošinách stolových hôr Roraima a Churí tepui.

Skúmané územie

Územie je budované horninami Guayanského štítu. Guayanský štít sa rozprestiera na ploche cca. 900 000 km² v oblasti medzi riekami Amazonka a Orinoco (Cordani et al., 1988 in Voicu et al. 2001) na území piatich krajín (Venezuela, Guayana, Surinam, Francúzska Guayana a Brazília). Guayanský štít patrí medzi najmenej preskúmané ale zároveň aj najrozsiahlejšie paleoproterozoické entity. Stolové hory sú tvorené horninami skupiny Roraima pozostávajúcej z pieskovcov so zdrojovou oblasťou v trans-amazónskom pohorí ktoré boli deponované v predoblúkovej panve v prostredí divočiacich riek, delt a plytkého mora, avšak prevažujú piesočnaté kontinentálne depozity (Reis et al. 1990 in Santos 2003). Mocnosť je od 200 m do vyše 3000 m v náhornej plošine Pacaraima. Pozdĺž severnej hranice náhornej plošiny Paracaima prekrýva 2,25 – 2 Ga staré trans-amazónske kryštalinikum (skupiny Pastora a Carichapo), kým pozdĺž južného okraja sa v jej podloží nachádzajú vulkanické jednotky Uraicaá, Surumu a Pacaraima (1,96 Ga; Schobbenhaus et al. 1994 in Santos et al. 2003). Okolie stolových hôr (tepui alebo tepuy) je tvorené odlesnenou savanou nazvanou Gran Sabana (4°30'-6°45' N a 60°34'-62°50' W), resp. tropickými dažďovými lesmi. Naš výskum bol zameraný predovšetkým na stolové hory Roraima a Churí tepui v masíve Chimantá, v menšej miere na okolie Auyán tepui a toky v oblasti náhornej planiny Gran Sabana. Vodné toky v skúmanej oblasti patria medzi tzv. čierne rieky, notoricky známe nízkym pH (3,5-5,5), nízkym obsahom živín a z toho vyplývajúcou nízkou produktivitou. Pretekajú chudobnými a kyslými piesočnatými pôdami. Zvyčajne obsahujú veľké množstvo

organických látok vylúhovaných z rozkladajúcej sa vegetácie, ktoré spôsobujú ich typické „čajové“ zafarbenie.

Materiál a metódy

V rámci terénneho hydrogeochemického výskumu bolo v priebehu dvoch expedícií v r. 2007 a 2009 odobratých a analyzovaných 41 vzoriek vôd z povrchových a podzemných tokov a jazier, mlák v močiaroch, skvapov zo stien jaskýň a prameňov na Roraime a Churí tepui. Pri odbere vzoriek boli stanovené pH a vodivosť, z vzoriek filtrovaných cez filter 0.45 μ m boli kufríkovým kolorimetrom Merck Spectroquant[®] Multy boli v r. 2007 stanovené Fe, SiO₂-Si, Al, PO₄³⁻-P, NO₃⁻-N, v r. 2009 bol súbor parametrov doplnený o Mn a NH₄⁺-N. Hydrobionty, predovšetkým makrozoobentos, boli odoberané počas viacerých expedícií: 8-krát na Roraime a v jej okolí, 4-krát boli odoberané vzorky makrozoobentosu v okolí Auyán tepui, hlavne na riekach Carrao a Churún a v ich prítokoch. Na Churí tepui bolo systematické vzorkovanie vykonané počas 2. expedície v januári a februári 2009. Vzorky z vody boli odoberané štandardnými hydrobiologickými, resp. entomologickými metódami: kicking metódou, individuálnym zberom z kameňov a ponoreného dreva, šmýkaním ponorených koreňov a submerznej vegetácie. Terestrické imága boli lapané do entomologickej siete, individuálne zbierané z vodnej hladiny, resp. peny na hladine, pavučín, aj pomocou svetelných pascí. Materiál bol fixovaný alkoholom. Časť materiálu určená na analýzy DNA bola fixovaná čistým alkoholom. V laboratóriu boli vzorky roztriedené do taxonomických skupín a v súčasnosti prebieha spracovanie predovšetkým podeniiek (Ephemeroptera) a chrobákov čeľade Elmidae.

Výsledky

Chemické zloženie vôd povrchových a podzemných tokov študovanej oblasti je ovplyvnené viacerými procesmi: interakciami voda-hornina, rozkladnými procesmi rastlinného detritu, chemickým zložením zrážkových vôd a výparom. Nízka rozpustnosť kremeňa ktorý je hlavným komponentom kvarcítov jednotky Matauí sa prejavuje nízkymi hodnotami vodivosti a teda aj celkovým obsahom rozpustených látok. Minimálna stanovená hodnota vodivosti v súbore všetkých hodnotených vzoriek bola 2 μ S.cm⁻¹, maximálna 28. Priemerné hodnoty konduktivity v r. 2007 boli 16.7 2 μ S.cm⁻¹ a mediánové 19 μ S.cm⁻¹, kým v roku 2009 bol tieto priemerné 11.8 μ S.cm⁻¹ a mediánové 9 μ S.cm⁻¹. Uvedené rozdiely sú zjavne spôsobené najmä vyššou zrážkovou činnosťou počas expedície r. 2009 čo sa prejavilo aj oveľa väčším rozptylom hodnôt konduktivity vo vodách tokov v r. 2009, naopak vody v tokoch r. 2007 boli vzorkované po dlhšie trvajúcom období sucha a teda boli významnejšie ovplyvnené výparom. Vzorky vôd predmetnej oblasti sú tiež typické nízkymi hodnotami pH, podľa literárnych zdrojov v intervale 3,5 až 4,7 (Briceño et al., 1991), hodnoty pH vo vzorkách vôd odobraných počas našich expedícií sa pohybujú v intervale 3,3 až 5,64. Extrémne nízke hodnoty pH v týchto vodách sú spôsobené jednak slabou neutralizačnou schopnosťou reakcií voda – hornina a tiež rozkladnými procesmi rastlinného detritu produkujúcimi rôzne organické kyseliny, čo sa prejavuje aj typickým žltým až červenavým zafarbením vody. Ďalšími produktmi rozkladu sú aj PO₄³⁻-P (< 0.01 – 0.53 mg.l⁻¹), NO₃-N (<0.5 – 9.6 mg.l⁻¹) a NH₄⁺-N (<0.02 – 0.25 mg.l⁻¹). Celkovo však možno konštatovať že tieto vody sú chudobné na živiny.

V rámci hydrobiologického prieskumu sme sa venovali viacerým typom vodných biotopov. Vo všeobecnosti možno konštatovať, že spoločenstvá makrozoobentosu boli oveľa bohatšie na Churí tepui, ktorá je asi o 400 m nižšia ako Roraime a pokrýva ju bohatšia vegetácia.

Preskúmali sme niekoľko jaskynných tokov na Churí tepui aj Roraime. Na oboch horách sme zaznamenali larvy podeniiek rodu *Massartella*. Hlboko v jaskyni Cueva Charles Brewer na Churí tepui sme v absolútnej tme pozorovali množstvo imág rodu *Massartella* zachytených v pavučinách, ktoré boli situované v zúžených častiach s pomerne silným prievantom. V jaskynných potokoch na Churí tepui sme našli aj zatiaľ neidentifikované larvy z čeľ. Baetida a Leptophlebiidae, larvy pošvatiek (pravdepodobne rod *Anacroneuria*) a ploskulice. Larvy pošvatiek sme na Churí tepui zaznamenali vzácne aj v chladných pramenných tokoch. V potoku v jaskyni Ojos de Cristal na Roraime sme zaznamenali aj početné larvy rodu *Jolyelmis* a Oligochaeta. Pravidelnou súčasťou jaskynných ekosystémov oboch hôr boli amfibické Orthoptera rodu *Hydrolotus*. V povrchových tokoch sme zaznamenali viacero radov vodného hmyzu. Najpočetnejšími vrcholovými predátormi boli larvy viacerých druhov šidiel (Anisoptera). Na Churí tepui sme zaznamenali aj larvy a imága šidielok (Zygoptera). Z podeniiek sme v tečúcich vodách okrem spomínaného rodu *Massartella* a jedného druhu z čeľ. Leptophlebiidae (rod *Miroculis*?) zaznamenali 2 zatiaľ neidentifikované rody z čeľ. Baetidae. V stojatých vodách močiarov boli bežné larvy rodu *Calibaetis*. Na Churí aj Roraime sme našli larvy aj imága potočníkov čeľ. Calamoceratidae, Glossosomatidae a Helicopsychidae. Zaznamenali sme larvy aj ďalších čeľadí potočníkov, ktoré sme ale doteraz bližšie neidentifikovali. V periodických mlákach na Roraime sme pravidelne nachádzali potápnika *Tepuidesus breweri*, na Churí tepui bližšie neidentifikované Gyrinidae. Na Churí tepui sme našli nový druh z rodu *Roraïma* a pravdepodobne viacero druhov *Jolyelmis* (Coleoptera, Elmidae). V stojatých vodách na Churí tepui sme pravidelne nachádzali vodné Heteroptera viacerých rodov a larvy komárov (Culicidae). Larvy pakomárov (Chironomidae) boli súčasťou prakticky všetkých typov vodných ekosystémov. V stojatých aj tečúcich vodách sme nachádzali larvy pakomárikovitých (Ceratopogonidae). Kurióznym vodným biotopom, typickým pre stolové hory Guayanskej vysočiny, sú krčiazky endemických mäsožraviek rodu *Heliamphora*. Na Churí tepui sme v nich pravidelne nachádzali vyvíjajúce sa larvy komárov a pakomárikov.

Pod'akovanie

Práca bola podporená grantom APVV-0251-07.

Literatúra

- Berry, P.E., Holst, B.K., Yatskievych, K., eds., 1995: *Flora of the Venezuelan Guayana, Vol. 1 Introduction*. Missouri Botanical Garden Press, St. Louis.
- Briceño, H.O., Schubert, C., Paolini, J., 1991: Table-mountain Geology and Surficial Geochemistry: Chimantá massif, Venezuelan Guyana Shield: *Journal of South American Earth Sciences*, 3: 179-194.
- Čiampor, F., Kodada, J., 1999: Description of two new species of the genus *Jolyelmis* from Mount Roraïma, Venezuela (Coleoptera: Elmidae). *Entomological Problems*, 30/2: 55-60.
- Derka, T., 2002: *Massartella devani*, a New Mayfly Species from Venezuela's Highlands (Ephemeroptera: Leptophlebiidae: Atalophlebiinae). *Aquatic Insects*, 24: 309-316.
- Derka, T., Svitok, M., Schlögl, J. (in press): *Massartella hirsuta* sp. nov. (Ephemeroptera: Leptophlebiidae: Atalophlebiinae) and new data on mayflies of Guyana Highlands. *Aquatic Insects*.
- Huber, O., 1992: El macizo del Chimantá. Un ensayo ecológico tepuyano. Caracas: Oscar Todtmann, 343 pp.

Kodada, J., Jäch, M.A., 1999: *Roraima carinata* gen. et sp. nov. and *Neblinagena doylei* sp. nov., two Larinae from Mount Roraima, Venezuela (Coleoptera: Elmidae). Entomological Problems, 30/1: 13-29.

Lánczos, T., Schlögl, J., Šmída, B., Brewer-Carías, Ch., 2007: Preliminary results of the Tepuy 2007 expedition to the Venezuelan table mountains – water geochemistry and its relation to the genesis of the quartzite karst. In *Hydrogeochémia '07*, Bratislava: Slovenská asociácia hydrogeológov: 136–141.

Santos, J.O.S., Potter, P.E., Reis, N.J., Hartmann, L.A., Fletcher, I.R., McNaughton N.J., 2003: Age, Source, and Regional Stratigraphy of the Roraima Supergroup and Roraima-like Outliers in Northern South America Based on U-Pb geochronology, GSA Bulletin, 115/3: 331-348.

Spangler, P.J., Faitoute, R.A., 1991: A new genus and species of neotropical water beetle, *Jolyelmis auyana*, from a Venezuelan tepui (Coleoptera: Elmidae). Proceedings of the Biological Society of Washington, 104/2: 322-327.

Voicu, G., Bardoux, M., Stevenson, R., 2000: Litostratigraphy, Geochronology and Gold Metallogeny in the northern Guiana Shield, South America: a Review, Ore Geology Review, 18: 211-236.

Šmída, B., Brewer-Carías, Ch., Audy, M., 2005: Speleoexpedície do vnútra masívu Chimantá (Venezuela) v roku 2004. Cueva Charles Brewer – Najväčšia kvarcitová jaskyňa sveta. *Bulletin of the Slovak Speleological Society*, 2, 190 pp.

VODÁRENSKÁ NÁDRŽ KARHOV – EKOSYSTÉM V BĚHU

Duras, J. a Potužák, J.

Vodárenská nádrž Karhov leží poblíž obce Studená na Jindřichohradecku. Plocha hladiny je 26,6 ha, objem 285 000 m³, teoretická doba zdržení průměrně 40 dní, kóta přelivu je 668.45 m n.m., prům. a max. hloubka 1,1 a 3,0 m. Povodí převážně zalesněné, bez osídlení, s rašelinovými půdami a pod vlivem kyselých srážek.

Nádrž Karhov se doposud vyznačovala bohatou litorální vegetací a vodou měkkou, chudou živinami, se zvýšeným obsahem huminů a s typickými jarními přívaly kyselých vod. Fytoplankton byl chudý, rybí obsádka byla stabilní typu „okoun-štika“ s minimální příměsí lína.

Poměrně vyvážený ekosystém Karhova, se před asi čtyřmi lety začal radikálně měnit: V rybí obsádce se objevil perlín a plotice s tendencí k dynamickému populačnímu růstu a výrazně se zvýšila přítomnost fytoplanktonu – dominantní role se chopila zelenivka *Gonyostomum semen* a průměrné koncentrace chlorofylu a za letní období se zvýšily z 5-10 µg l⁻¹ na 15-20 µg l⁻¹, přičemž maximální hodnoty vyšplhaly ke 180 µg l⁻¹. Nádrž se najednou začala chovat mnohem eutrofněji, pochopitelně s negativním dopadem na kvalitu vody odebírané vodárnou.

Nečekaným problémem jsme se začali intenzivně zabývat, a to ve spolupráci s Biologickým centrem AVČR (doc. Hejzlar, dr. Borovec). Ačkoli výzkum ještě není dokončen, výsledky jsou natolik zajímavé, že si dovoluujeme seznámit s hlavními z nich naši limnologickou veřejnost.

Klíčem k případu jsou změny ve složení srážkové vody, kde mimo jiné výrazně ubylo síranů, a to s těmito důsledky: (i) Omezení kyselosti jarních vod, a tím i omezení jarního přísunu Al do nádrže. (ii) Snížení obsahu rozpuštěných sloučenin Al v půdě, což znamenalo mimo jiné obnovení půdního koloběhu N s důležitým výsledkem – půdy (+vegetace) začaly N zadržovat, čímž se do povrchových vod přestaly zcela vyplavovat dusičnany. (iii) Některé typy půd zřejmě začaly uvolňovat více P, a to v podobě rozpuštěného organicky vázaného P (zlepšení podmínek pro mineralizaci? omezení vlivu Al? – zatím nedořešeno). Uvedené změny se díky krátké době zdržení vody v nádrži rychle projevíly:

- Absence jarního nízkého pH (s Al!) umožnila reprodukci kaprovitých ryb, které jsou jinak na takové situace poměrně citlivé → odblokovala se rybí obsádka.
- Radikální omezení přísunu Al znamenalo zároveň snížení kontroly koloběhu P v nádrži, kde pevná vazba P s Al byla doposud dominantním mechanismem udržujícím mezotrofní poměry.
- Eliminace NO₃-N v přitékající vodě znamenala, že z vody zmizel nejdůležitější prvek pufrující pokles redox potenciálu na rozhraní sediment/voda za anoxických podmínek. Tím se výrazně oslabila schopnost Fe přítomného v bahně vázat P → odbrzdil se koloběh P.
- Zvýšený přísun P z povodí a současné omezení mechanismů kontrolujících koloběh P se projevilo nárůstem biomasy fytoplanktonu s důsledky pro kyslíkové poměry na povrchu bahna (rozklad organické hmoty vzniklé primární produkcí – anoxie –

uvolnění P) a také pro průhlednost vody. Snížení průhlednosti znamená ostrou limitaci světlem pro makrofytový litorál (důležitý článek stabilizující mezotrofní poměry!), ale také podporu pro teplotní stratifikaci (= podpora anoxií u dna – uvolňování P!) a např. i zhoršení podmínek pro dravce orientující se zrakem (štika, okoun = omezení kontroly nad planktonofágními rybami, které jsou velmi důležitým činitelem zrychlujícím trávicí aktivitou koloběh P – zpřístupňují P fytoplanktonu!).

Je vzrušující pozorovat přímo, jak probíhá komplex procesů jednotlivě známých z limnologických učebnic. Na otázku, jak vyřešíme zvýšení trofie nádrže Karhov, ovšem zatím definitivně odpovědět neumíme. Dávkovat Al a dusičnany? Zastavit odsiřování spalín?! Najít jiný vodárenský zdroj a v Karhově chovat nadále kapry? Co s ohroženými druhy vodních rostlin (např. *Littorella uniflora*)? A vnucuje se i závažná otázka: Kde všude může mít zlepšení kvality ovzduší takovéhle následky?

KAM AŽ DOSPĚLA BIOMANIPULACE BOLEVECKÉHO RYBNÍKA?

Duras, J.

Lokalita

Velký bolevecký rybník je tradiční rekreační lokalitou na okraji Plzně. Rozloha – 43 ha, objem 868 tis. m³, doba zdržení vody >1 rok, prům. a max. hloubka 2,0 a 4,5 m. Vodní květy sinic omezující rekreaci se objevily v roce 2000 v souvislosti s vysazením amura bílého, který spolu s tradičním kaprem zlikvidoval veškerou akvatickou vegetaci a původní „vysokozatěžovaný“ litorální ekosystém změnil na systém pelagický s dominancí drobných planktonožravých ryb. Povodí je z cca 90% zalesněné, minimální osídlení, bez zdrojů znečištění → přísun fosforu není problémem a je třeba zvládnout „pouze“ strukturu ekosystému a koloběh P uvnitř.

Charakteristika projektu

Projekt zlepšení kvality vody Velkého boleveckého rybníka byl po několika letech průzkumů zahájen v roce 2006. Principem projektu je návrat rybničního ekosystému z pelagického typu zpět do typu litorálního. Litorální typ se vyznačuje nejen vysokou průhledností vody s minimální přítomností sinic = vodou vhodnou pro rekreační využití, ale je také systémem pro mělká jezera přirozeným a ekologicky cenným. V praxi změna typu ekosystému znamená tyto kroky:

- Radikálně omezit biomasu planktonofágních a bentofágních ryb, které svou trávící aktivitou jsou v rybníce výrazně nejdůležitějším článkem recyklujícím P (podpora fytoplanktonu → snížení průhlednosti). Bentofágové navíc rytím víří sediment (→ průhlednost). Nízká průhlednost zabraňuje růstu ponořené vegetace.
- Změnit strukturu rybí obsádky ve prospěch dravců, kteří budou schopni kontrolovat populace planktonofágů. Podmínkou pro zvýšenou hustotu populace dravců je přítomnost makrofyt, která vytvářejí přirozená stanoviště.
- Obnovit porosty akvatické vegetace, která má tzv. „strukturující roli“ = vtiskuje ráz celému ekosystému: Zrychluje sedimentaci, vytváří stanoviště pro dravce i bezobratlé, je podkladem pro nárosty (konkurence s fytoplanktonem o P), prokázáno je i přímé allelopatické působení proti sinicím... Obzvláště cenné jsou parožnatky (*Chara*, *Nitella*), které vytvářejí nízké porosty po dně i do větších hloubek a potřebu živin pokrývají především z vody, nikoli z bahna (navíc produkce O₂ u dna, omezení resuspenzí, záchyt sestonu...).
- Přímé zásahy do koloběhu P v rybníce s cílem zvýšit průhlednost vody odstraněním sestonu, vyvázat P a sinice z vodního sloupce a překrýt nejrizikovější partie dna vrstvou, která je schopná aktivně pohlcovat P generovaný sedimentem. Běžně dostupné jsou Fe a Al koagulanty.

Realizace

Všechny kroky uvedené výše jsou prováděny paralelně, protože jejich účinky se vzájemně podmiňují. Celý projekt byl navržen jako víceletý, protože bylo zřejmé, že bude třeba postupně překonávat mechanismy udržující ekosystém v původním pelagickém stavu, tzv. ekologickou hysterezi.

Rybí obsádka. Protože rybník nebylo možné vypustit, musely být změny prosazovány postupně a systematicky:

- Byly použity různé odlovné techniky ke snížení biomasy: (i) Sportovní rybolov byl účinný pouze na kapra, na „nežádoucí“ ryby (cejn, plotice, perlín) byl naprosto bez výsledku. (ii) Noční odlovy zátahovými sítěmi byly velmi účinné, dokud byla rybí obsádka hustá a ryby se zdržovaly i v partiích, kde se dalo sítěmi lovit. (iii) Denní odlovy zátahovými sítěmi ve tření byly velmi účinné pouze při husté rybí obsádce, (iv) elektrolov s využitím omračovací lodi (Hydrobiologický ústav AVČR) byl v době tření trvale vysoce účinný, mimo toto období bez požadovaného efektu. (v) Instalace umělých třecích substrátů (smrk, borovice), které byly po výtěru odstraněny, byl vysoce účinný postup, dokud hustota rybí obsádky neklesla – veškerá populace fytofilních ryb pak byla saturována dostupnými okraji rákosin a orobincových porostů. (vi) Vrše a vězence byly sice testovány, ale nepřinesly jednoznačný efekt, především pro selektivitu – se zvýšenou účinností jsou chytáni dravci.
- Vysazování ryb bylo soustředěno jednak na každoroční dosazování rychlené štičky. Ve dvou vlnách byl vysazen dříve nepřítomný bolen dravý. Mírně je podporována tradičně dobrá populace candáta, sumec byl vysazen již dříve a s omezenou, leč dostatečnou úspěšností se reprodukuje samostatně

Vodní rostliny byly podporovány aktivně, protože semenná banka v mělkých částech se ukázala jako nedostatečná. Zpočátku byly rostliny pěstovány v ohrazených částech (2006 pokusně a 2007 velkoplošně), aby byly chráněny před likvidací rybami, pouze odolné stulíky byly vysazovány i nechráněné podél břehů. Pěstovány byly zejména druhy v rybniční soustavě původní, včetně parožnatek. Výsadba byla prováděna jednak „kobercově“ do plastového pletiva, jež bylo přikotveno ke dnu, jednak individuálně systémem „kámen-gumička“. V roce 2008 už vodní vegetace překonala negativní vliv ryb a expandovala mimo ohrazené části.

Aplikace koagulantů proběhla každý rok průběhu projektu: 2006 síran hlinitý jednorázově, 2007 chlorid železnatý opakovaně malé dávky, 2008 polyaluminiumchlorid (PAX-18) ve třech dílčích dávkách. Osvědčily se aplikace Al koagulantů, které měly jednoznačně pozitivní vliv jak na koncentrace P, tak přímo na přítomnost fytoplanktonu (účinek jednotlivých aplikací se může značně lišit), obtížně postradatelné by byly tyto aplikace při zajišťování dostatečné průhlednosti pro rozvoj vodní vegetace. Aplikace chloridu železnatého očekávaný účinek nepřinesla. Snížení koncentrace P ve vodním sloupci bylo nedostatečné (nedocházelo ke flokulaci) a sinice se ukázaly v soutěži o dostupný P mnohem úspěšnější než Fe – jejich růst odpovídal situaci v předchozích letech (obr. 1, rok 2007). Celkem bylo nadávkováno (g.m^{-2}): Al - 37,4 a Fe 16,2.

Výsledky

Rybí obsádka. Celkem bylo odloveno 8500 kg „nežádoucích“ druhů ryb, přičemž jejich autoreprodukce byla podlomena odlovem generačních ryb a dosazováním dravců. Odhadovaná celková biomasa rybí obsádky se tak snížila z cca 250 kg.ha^{-1} na cca 50 kg.ha^{-1} .

Biomasa planktonofágů a bentofágů výrazně poklesla, zvýšil se podíl dravců. Populace okouna (dříve hustá a nerostoucí, necyklující) byla zředěním síťovými odlovy a zbavením konkurence cyprinidů výrazně podpořena. V současnosti v rybníce dominuje a hojně jsou přítomni i okouni ve velikostech, kdy se plně uplatňují jako predátoři. I přes dramatické zásahy do rybí obsádky se změny v jejím složení nepromítly významněji do struktury zooplanktonu, patrně proto, že v málo úživném rybníce stačili tohoroční okouna odčerpávat produkci větších perlooček (*Daphnia galeata* se hojněji vyskytovala jen začátkem léta, po zbytek roku byla přítomna ojedinelé).

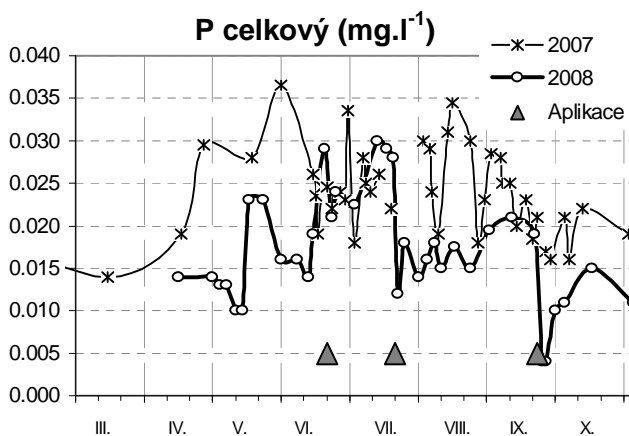
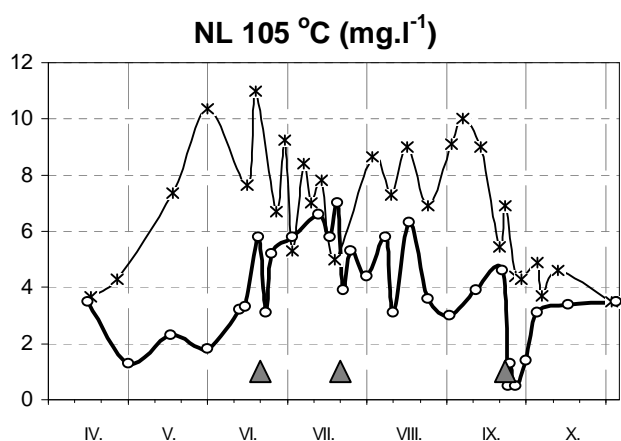
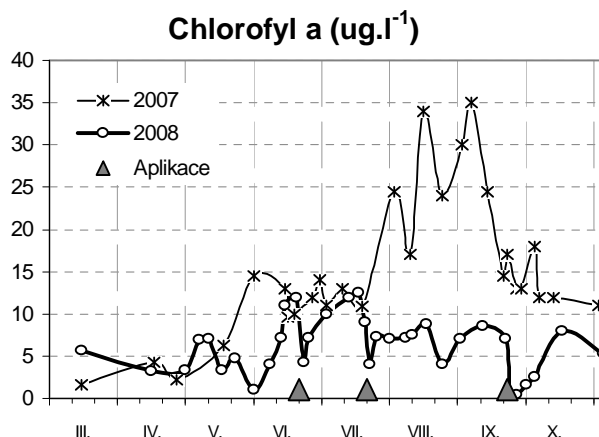
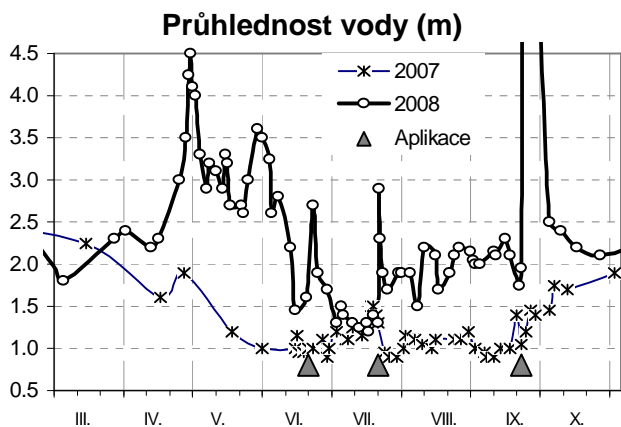
Vodní rostliny v roce 2008 už velmi výrazně zasáhly do sezónního vývoje kvality vody (obr.1), a to především díky dynamicky se rozvíjejícím porostům parožnatků (*Nitella sp.*), které na jaře 2008 vytvořily velkou biomasu. Ostatní druhy rostlin (rdesty, šejdračka, stolístek, šípky..) zaujímaly své niky teprve později v sezóně, přičemž rozšíření většiny z nich bylo (několika)řádově větší než v předcházejícím roce. Parožnatky však s oteplením vody začátkem června poměrně rychle zcela ustoupily, a protože ve společenstvu vodních makrofyt nebyl nikdo, kdo by převzal jejich úlohu, negativní ovlivnění kvality vody bylo markantní (obr. 1).

Aplikace koagulantů se projevily ve složení sedimentu nejhlubších partií dna, kde se výrazně zvýšil podíl P vázaného s Al a snížil se podíl P vázaného labilně, tedy uvolnitelného do vody buď hned nebo za anoxických podmínek. Bahno mělkých částí rybníka nebylo významněji ovlivněno, protože jemný podíl usazeného materiálu – tedy také vločky koagulantu – je rychle transportován pohyby vody hlouběji.

Kvalita vody se vlivem všech opatření makroskopicky pozorovatelně změnila až v roce 2008 (obr. 1). Důležité bylo celkové snížení koncentrace nerozpuštěných látek, jež mělo vliv na zvýšení průhlednosti vody. Příčinou byla jak eliminace bentofágních ryb, tak vytvoření epipelických autotrofních povlaků na dně. Grafy mimo jiné potvrzují, že koncentrace P schopná zásadně limitovat rozvoj sinic je skutečně velmi nízká – blízko $0,020 \text{ mg.l}^{-1}$.

Co dál?

V roce 2008 se konečně podařilo přimět rybniční ekosystém ke ztrátě stability a k náznaku přechodu k litorálnímu typu ekosystému, zatím ovšem za využití opakované aplikace PAXu. Úkolem pro další cca 2 roky bude novou situaci zafixovat. To znamená udržovat ještě rybí obsádku vnějšími zásahy (elektrolov ve tření, vysazování dravců) a dopřát za pomoci PAXu vodním makrofytům čas, aby jejich společenstvo vyzrálo a stalo se stabilnějším. Zároveň je zásadním úkolem zvládnout regulaci bujně rostoucích druhů makrofyt (stolístek) tak, aby byla udržena stabilita litorálního typu ekosystému, ale zároveň aby byly zachovány i rekreační funkce rybníka, zejména plavání a jachting. A to je stezka v našich končinách zatím neprošlapaná.



Obr.1 Sezónní průběh čtyř z nejdůležitějších ukazatelů kvality vody, porovnání druhého (2007) a třetího (2008) roku projektu. Trojúhelníčky jsou okamžiky aplikace PAXu v r. 2008. Na jaře za rozvoje parožnatek je vidět vysoká průhlednost, nízký obsah nerozpuštěných látek a nízká koncentrace P. Začátkem června, když parožnatky ustoupily, došlo ke zhoršení všech ukazatelů. Dobře je patrný pozitivní vliv aplikací Al koagulantu a úplná absence letního rozvoje sinicového vodního květu v r. 2008.

ĎALŠIE ZÁZNAMY O VÝSKYTE POTOČNÍKOV (TRICHOPTERA: *RHYACOPHILA TRISTIS*, *ECCLISOPTERYX MADIDA*) V POVODIACH SLOVENSKA

Mišíková Elexová, E. a Lešťáková, M.

Výskumný ústav vodného hospodárstva, arm. gen. L. Svobodu 5, 812 49, Bratislava
elexova@vuvh.sk, lestakova@vuvh.sk

Potočníky patria k najrozmanitejším radom hmyzu s aquatickými preimaginálnymi štádiami. Z dôvodu citlivosti jednotlivých druhov, príp. skupín druhov na rôzne typy stresorov, sú dôležitými indikátormi pri hodnotení kvality vôd. Podľa posledného súpisu druhov bentických bezstavovcov bolo zo všetkých tokov v sledovaných povodiach zistených vyše 175 druhov z 18 čeľadí (ŠPORKA (ED.), 2003). Práve od r. 2003 sa začal na Slovensku výber a pravidelný monitoring „referenčných lokalít“ (RL), ktoré mali byť podkladom pre odvodenie klasifikačných schém na hodnotenie „ekologického stavu“ tokov (ES) v zmysle „Rámцovej smernice pre vodu“ (Directive 2000/60/EC). Jedným z určujúcich biologických prvkov kvality bolo spoločenstvo bentických bezstavovcov, ktoré sa naďalej sleduje v rámci hodnotenia ES v lokalitách národnej monitorovacej siete (ML). V priebehu týchto sledovaní došlo k zaznamenaniu viacerých - pre Slovensko už známych druhov - v povodiach doposiaľ neuvádzaných tokov. Opakovaný bol výskyt pomerne jednoducho determinovateľných reofilných druhov *Rhyacophila tristis*, *Ecclisopteryx madida* v povodiach východného Slovenska, resp. východnej časti stredného Slovenska. Oba druhy sú viazané na podhorské a horské pásmo s výskytom od hypokrenálu po metaritrál (*R. tristis* od eukrenálu), čo súvisí s nálezmi prevažne v RL malých tokov (II.-III. rádu) karpatského regiónu. V prípade euryeknejšieho druhu *Rhyacophila tristis* sa jednalo o lokality aj v nižších nadmorských výškach – nad 200 m n.m., a to v povodí Bodrogu (4 RL, 1 ML) a Hornádu (6 RL, 4 ML). Dvakrát bol nájdený aj v Ipli pod Málincom - na jeseň 2006 a na jar 2008. *Ecclisopteryx madida* sa vyskytoval v RL vyšších nadmorských výšok – nad 400 m n.m. v povodí Hornádu (3 a 1 ML), Slanej (2), Hrona (4) a dokonca aj v ML Ipľa (v ústí toku Smolná do VN Málinec).

Dôvodom zistenia uvádzaných nových údajov je pravdepodobne absencia doterajšej cielenej podrobnejšej determinácie zástupcov skupiny Trichoptera v daných povodiach. Podobne nové záznamy o výskyte ďalších druhov bentických bezstavovcov v doteraz neuvádzaných povodiach možno očakávať v dôsledku spracovávania údajov dlhodobého monitoringu ES slovenských tokov.

Slaná	Bodva-nad odb.obji VVaK	RL	43																					
	Dobšinský p. - nad Vyš. Mašoun	RL	625																					
Hron	Lutiský p.-pod Novou Lehoutou	RL	478																					
	Hron - Červená Skala	RL	805																					
	Hukava - nad Hriňovou	RL	590																					
	Moštenický p. – nad Moštenicou	RL	482																					
Ipeľ	Smolná - ústie	ML	cca 300																					
	Ipeľ - pod VN Málinec	ML	295																					
Bodrog	Cirocha - nad VN Starina	ML	155																					
	Voľanský p.-n/Ruskovou Voľou	RL	313																					
	Hermanovský potok - nad Hermanovcami	RL	464																					
	Okna - Remetské Hámy	RL	383																					
	Vlčí potok - nad Livovom	RL	582																					
	Škapová - ústie	ML	0,2																					
	Hnilce - Stratená	ML	76,0																					
	Torysa - Šarišské Michaľany	ML	73,3																					
	Smolník - ústie	ML	420																					
	Oľšavka - nad Lučňovou	RL	3,0																					
Hornád	Hrabovec - nad odb.obj. VVaK	RL	409																					
	Ľutinka - Majdách	RL	573																					
	Hnilce - nad stanicou Verrár	RL	88																					
	Poráčský p.-nad chatou <i>R. Bošian</i>	RL	507																					
	Slovinský p. – nad Slovinkami	RL	466																					
Povodie	lokality																							
	r.km	7,0	4,0	88	11	11	3,0	0,4	73,3	76,0	0,2	1,3	31,2	8,0	11,2	43,8	179	0,2	5,0	0,3	270	15	11	43
	nadm.v.	466	507	915	573	409	460	420	285	nad 800	nad 800	582	383	464	313	155	295	cca 300	482	590	805	478	625	390
	<i>R. tristis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x							
	<i>E.madida</i>				x	x				x								x	x	x	x	x	x	x

Literatúra

Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October establishing a framework for Community action in the field of water policy.

Šporka, F. (Ed.) 2003. Vodné bezstavovce (makrovertebrata) Slovenska, súpis druhov a autekologické charakteristiky. Slovenský hydrometeorologický ústav, Bratislava, 590 s.

STROMATOLITY JEZER ODLEDNĚNÉ ČÁSTI OSTROVA JAMES ROSS (ANTARKTIDA)

Elster, J.^{1,2} a Nedbalová, L.^{1,3}

¹ *Botanický ústav AV ČR, Dukelská 135, 379 82 Třeboň*

² *Přírodovědecká fakulta Jihočeské Univerzity, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice*

³ *Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy, Viničná 7, 128 44 Praha 2*

V austrálních létech 2008 a 2009 probíhal základní limnologický průzkum jezer severní odledněné části ostrova James Ross v Antarktidě, kde se nachází česká vědecká stanice J. G. Mendela. V průběhu průzkumu v oblasti údolí Solorina byla nalezena dvě bezodtoká jezera (Zelené jezero I a II), kde je rozvinut speciální typ perifytonu, ve kterém dochází k procesu lithogenese (vysrážení uhličitanu vápenatého a tvorby zvláštních geomorfologických mikroútvárů). Oblast údolí Solorina je přibližně odledněná 4 tis. let. Společenstvo perifytonu tvoří heterocytózní cyanobakterie z rodu *Calothrix* sp. a pravděpodobně ještě nepopsaná zelená větvená vláknitá řasa. Perifytické společenstvo ve svém slizu akumuluje uhličitan vápenatý a ostatní minerální látky a po vyschnutí zanechává v litorálu a na dně jezer struktury podobné stromatolitům. Stromatolity jsou vrstvy uhličitanů vznikající fotosyntetickou činností cyanobakterií a řas a jejich fosilní zbytky jsou nacházeny v podobě mikrovrstviček ve vápencových horninách. Stáří stromatolitů se odhaduje na 2,5 miliardy let a je to nejstarší zdokumentované mikrobiální společenstvo na naší planetě. Aktivní cyanobakteriální a řasové stromatolity jsou známé z mělkých tropických moří a jezer. V Antarktidě nebylo podobné společenstvo dosud nalezeno. V současné době probíhá intenzivní výzkum, jehož úkolem je: a) zjistit přibližné stáří společenstva, b) které anorganické a organické látky v procesech lithogenese vznikají, c) jaký je původ cyanobakterií a řas tvořících stromatolity, d) jaké jsou ekologické podmínky rozvoje tohoto společenstva, atd. V přednášce představíme naše výsledky tohoto studia.

ZEMĚDĚLSKÁ PŮDA V ČR – PLOŠNÝ ZDROJ ZNEČIŠTĚNÍ VOD FOSFOREM.

Fiala, D., Rosendorf, P. a Urbanová, T.

*Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, v.v.i., Podbabská 30, Praha 6, 160 62.
fiala@vuv.cz*

Úvod

Stará a obecná otázka, čím je limitována primární produkce vodních ekosystémů, je dnes nejčastěji kladena v kontextu hledání řešení, jak ji snížit. Limnologický výzkum v posledních desetiletích upřednostňuje zobecněnou tezi, že ve značné většině sladkovodních jezer (potažmo přehrad) mírného pásu je fosfor stále oním prvkem, který v současnosti nejpodstatněji určuje resp. limituje jejich primární produkci. Byť v řekách pro stejné tvrzení zdaleka není srovnatelná evidence, přidržíme se ho i tam jako předpokladu uživatelsky vhodného, tedy hodného jisté skepse.

Stran eutrofizace se přijetím evropské Rámcové směrnice pro vodní politiku (2000/60/ES) členské státy mj. zavázaly, že:

- všechny vodní útvary dosáhnou do roku 2015 dobrého stavu resp. potenciálu (Článek 4, bod 1.a), přitom „trvalé kvetení fytoplanktonu v letních měsících“ je definičním znakem středního stavu povrchových vod, tedy jak řek tak jezer.
- environmentálních cílů bude dosaženo s využitím ekonomických nástrojů řídicích se principem „znečišťovatel platí“ a dále s využitím principu „omezování znečištění u zdroje“ (Preambule, bod 38. a 40.)
- ve smyslu bodu 1.4. Přílohy II budou „shromažďovat informace o typu a míře významných antropogenních vlivů ... odhady a identifikace významných difúzních zdrojů znečištění“, což jsou také výslovně „látky přispívající k eutrofizaci (zejména dusičnany a fosforečnany)“ (Příloha VIII, bod 11.).

Na tomto průsečíku vědeckého poznání a legislativního rámce tak v současnosti vyvstala série otázek *par excellence* pro aplikovaný výzkum. Chceme-li zamezit alespoň „trvalému kvetení fytoplanktonu v letních měsících“ v našich bezpochyby antropogenně eutrofizovaných vodách, tak do jaké míry můžeme při ještě únosném zjednodušení nahlížet redukci emisí fosforu jako *condicio sine qua non*? Jinými slovy se, s vědomím rizika zobecnění, záhy nevyhneme další otázce, na první pohled mnohem méně limnologické: jaké jsou zdroje fosforu, jež podmiňují tuto nadměrnou primární produkci?

Náš výzkum se od roku 2006 zaměřil na nejméně zmapovaný zdroj znečištění fosforem, na zemědělskou půdu. Zdroj, který se v rámci ČR nesledoval nikdy celoplošně, ale který má přesto potenciál se stát již v blízké budoucnosti zdrojem dominantním. Alespoň takové jsou zkušenosti s vývojem v některých zemích západní Evropy a USA, kdy v mnoha oblastech nedošlo přes nákladnou eliminaci bodových zdrojů k očekávanému zlepšení právě proto, že emise ze samotné zemědělství byly/jsou stále nadlimitní.

Metody a lokality

Pro celorepublikový screening bylo v roce 2006 vybráno celkem 234 profilů na základě mapových podkladů, kdy absolutní podmínkou byla nepřítomnost trvalých staveb v povodí, tedy možnost výrazného ovlivnění koncentrace rozpuštěného ortofosforečnanového fosforu (SRP) a celkového fosforu (TP) ať lidskou či zvířecí bodovou produkcí. Dalšími kritérii byl výhradně či výrazně homogenní půdní typ, jakožto parametr integrující klimatické a hospodářské parametry, dále silně převažující orná půda jakožto typ land-use a nakonec poměrné zastoupení jednotlivých půdních typů podle jejich plošného rozšíření v ČR. Od května do srpna bylo odebráno 162 vzorků, ve kterých byl proveden základní chemický rozbor, podle možností semikvantitativně změřen okamžitý průtok a na základě údajů z GISu vygenerovány základní geomorfologické a hydrologické parametry jednotlivých povodí.

V letech 2007 – 2009 probíhají odběry prostých vzorků a přesné měření okamžitého průtoku s měsíčním resp. čtyřtýdenním intervalem na 31 profilech ve 23 povodích s cílem popsat sezónní variabilitu v mimoerozním odtoku. Epizody zvýšeného průtoku, často spojených s erozním odtokem, jsou vzorkovány pomocí pasivních bodových lapačů vody a plavenin. Při výběru tohoto souboru jsme vycházeli z optimálních lokalit vzorkovaných v roce 2006 tak, aby byl opět dodržen poměr jednotlivých půdních typů (9 nejrozšířenějších) podle jejich proporčního zastoupení v ČR a pokud možno i rovnoměrné rozprostření v rámci státu. Od roku 2008 byl z ekonomických důvodů počet sledovaných lokalit redukován na 20 profilů ve 14 povodích.

V roce 2009 je navíc v jediném povodí (Vintířovský potok) celoročně sledováno 10 profilů s cílem popsat lokální variabilitu odtékajícího fosforu na stejném půdním typu (typická kambizem).

Příležitostným cílem je detailní analýza poměrů frakcí fosforu v přívalové vlně spojené s výraznou erozí.

Výsledky a diskuse

Z údajů screeningu (léto 2006) provedeném na 162 profilech jedenácti hlavních půdních typů ČR vyplývá překvapivě nízká zátěž povrchových vod fosforem odtékajícím ze zemědělské, hlavně orné půdy (TP: medián = 0,047 mg/l; průměr = 0,086 mg/l; SRP: 0,025 resp. 0,046 mg/l). Přitom lze shrnout, že 82 % profilů charakterizujících $\frac{3}{4}$ plochy orné půdy ČR má koncentraci SRP nižší než medián. Nejvyšší koncentrace byly obecně naměřeny na fluvizemích (medián SRP = 0,074 mg/l), pravděpodobně díky vysoké hladině podzemní vody a tedy rozsáhlé anoxii v půdním profilu. Naopak jedny z nejnižších koncentrací byly dosahovány na černozemích (medián SRP = 0,020 mg/l), pravděpodobně kvůli vysoké koncentraci organické hmoty, která je schopná fosfor stabilně vázat. Zcela nejvyšší koncentrace (TP = 1,576 mg/l) byla naměřena na profilu, kde se následně ukázalo, že část obce má do potoka sveden odtok komunálního odpadu. Výsledek je v celém souboru zcela výjimečný i vysokým podílem rozpuštěné frakce (SRP = 82 %) oproti celkovému průměru 55 %. Tím byla přímo potvrzena vhodnost kritéria při výběru profilů resp. důsledná eliminace i nejmenších sídel.

Zběžné hodnocení sezónní variability (nedokončený rok 2009) nevykazuje žádnou výraznou tendenci, snad až na opakující se letní, ale ploché maximum a dubnový pokles koncentrací obou frakcí fosforu. Přitom poměr rozpuštěné frakce silně nepravidelně a bez zjevné příčiny kolísá mezi 30 až 70 %. Zhodnocení sezonality vyžaduje jemnější statistickou analýzu.

První bilanční výsledky (zatím jen rok 2007), které lze charakterizovat jako roční převážně mimoerozní odtok nebo minimum postihující podmínky základního odtoku, udávají hodnoty od 17 do 1 kg TP/km².rok resp. 8 až 0,4 kg SRP/km².rok, přitom podíl rozpuštěné frakce silně kolísá mezi 15 až 90 %. Vyšší podíly (kolem 60 až 90 % SRP/TP) jsou dosahovány ve vyústění meliorací. Mezi potoky nelze prozatím vysledovat jednoznačnou souvislost s půdním typem v žádném parametru.

Značným úskalím při bilancování emisí fosforu na takto malých povodích je samozřejmě adekvátní vyjádření erozní složky odtoku. Tyto epizody jsou při čtyřdenním kroku vzorkování prakticky nezachytitelné, trvají jen několik málo hodin. Přesto se nám podařilo jednu takovou událost zachytit přímo v terénu (červen 2007, Lhotecký potok u Domoušic). Shodou okolností se tak stalo na povodí s chmelnicemi, kde se oproti běžným plodinám doporučuje mnohem vyšší intenzita hnojení a vzhledem k orientaci řádků po spádnicí mohly hodnoty odplavených živin dosáhnout extrémních koncentrací ($cTP_{max} = 81,0$ mg/L), přičemž poměr SRP/TP se v maximum cTP pohyboval kolem 2-5 %. Navíc dalších 95 vzorků zachycených za dva roky v lapačích poskytuje robustní základ pro zpřesnění celkových bilancí. Nicméně i ze souhrnných údajů těchto vzorků je patrný závažný interpretační problém. I když koncentrace celkového fosforu dosahovaly až 855-ti násobku koncentrace TP zaznamenané na příslušné lokalitě během roku za podmínek blízkých základnímu odtoku (přitom absolutní maximum je $cTP = 214,0$ mg/L), zůstává další osud této hmoty z pohledu eutrofizace nejistý. Fosfor při takovém přívalu je unášený velkým objemem resp. velkou rychlostí vody, většinou chladnější. Výsledkem může být stejně tak dočasné utlumení růstu až vypláchnutí inokula jako budoucí povzbuzení růstu autotrofních organismů a to buď odplavením veškerého v toku dříve nakumulovaného sedimentu (např. do níže položených nádrží či klidných úseků toku) či adsorpce biologicky dostupného fosforu v nádržích během vlastní sedimentace „hladových“ partikulí na dno nádrží s doprovodným poklesem průhlednosti vody. Nicméně reálná je i možnost opačná, totiž že erodovaný materiál se stane základem pro dobře známý interní pool fosforu jak v nádrži, tak právě i v pomalých úsecích toků a bude postupně uvolňován po celé další období základního odtoku. Obě varianty jsou v posledku značně určeny dynamickou rovnováhou mezi povrchem partikule resp. sedimentem a okolní vodou, která se v prostředí toku stále ustavuje. Tato rovnováha se pravděpodobně výrazně změní po roce 2010 díky implementaci Směrnice 91/271/EC, tedy po očekávaném zásadním snížení emisí SRP z bodových komunálních zdrojů.

Je otázkou v úvodu již zmíněnou, jak se poté zachová společenstvo sinic a řas, ať planktonních či bentických.

Shrnutí

Na základě dat ze screeningu v roce 2006 (165 profilů) a sezónního sledování (20 profilů) v letech 2007-2009 kvality vody odtékající z povodí s výhradně zemědělským užitím půdy charakterizuje příspěvek ornou půdu v ČR z pohledu emise fosforu do vnitrozemských vod. Rozlišením toku fosforu na jeho frakce (TP a SRP) a popisem jeho sezónní, prostorové a epizodické variability se autoři snaží odhadnout dopad na projevy eutrofizace při současném i odhadovaném budoucím stavu znečištění vodních ekosystémů.

HODNOTENIE EKOLOGICKÉHO STAVU HRANIČNÝCH TOKOV SLOVENSKA S MAĎARSKOM V ROKU 2008 POMOCOU BENTICKÝCH ROZSIEVOK (BACILLARIOPHYCEAE)

Fidlerová, D.¹ a Hlúbiková, D.²

¹ *Výskumný ústav vodného hospodárstva, Nábr. arm. gen. L. Svobodu 5, 812 49 Bratislava, fidlerova@vuvh.sk*

² *Public Research Centre - Gabriel Lippmann, Department of Environment and Agro-Biotechnologies (EVA), 41 rue du Brill, L-4422 Belvaux, Grand-Duchy of Luxembourg hlubikova@gmail.com,*

Hraničné toky s Maďarskom sa na Slovensku monitorujú od jesene 1989, avšak rozsah sledovaných ukazovateľov a monitorovacích profilov sa v priebehu tohto obdobia menil. V súčasnosti je monitoring zameraný na sledovanie dvoch skupín prvkov kvality, na základe ktorých sa hodnotí aj ekologický stav sledovaných tokov: 1. biologické prvky kvality (BPK): bentické bezstavovce, fytobentos a makrofyty, fytoplanktón, ryby, 2. fyzikálno-chemické prvky kvality (FCHPK): a) všeobecné fyzikálno-chemické ukazovatele (pH, teplota vody, obsah rozpusteného kyslíka, BSK₅, CHSK_{Cr}, N_{celk.}, P_{celk.}, N-NO₃, N-NH₄, P-PO₄, vodivosť, alkalita); b) 26 škodlivých a obzvlášť škodlivých látok relevantných pre SR. Sledovanie kvality vody za rok 2008 sa uskutočnilo podľa "Smernice pre sledovanie kvality vody slovensko-maďarských hraničných vodných tokov a pre rozšírené sledovanie kvality vody Dunaja", súčasne aj s prihliadnutím na národné metodiky sledovania ekologického a chemického stavu vôd v zmysle požiadaviek Rámcovej smernice pre vodu (RVS) (2000/60/ES). V roku 2008 sa sledovanie uskutočnilo na 23 odberových lokalitách, 12 z nich je v povodí Dunaja, 1 v povodí Váhu a Hrona, 2 lokality sú v povodí Ipľa, Slanej a Hornádu a 3 lokality sú v povodí Bodrogu. Predbežné hodnotenie ekologického stavu sa vykonalo pre všetky odberové miesta spoločného slovensko-maďarského sledovania stavu hraničných vodných tokov. Pre odbery a analýzy (identifikácia a kvantifikácia organizmov) jednotlivých biologických prvkov s výnimkou rýb, bola použitá slovenská technická norma STN 75 7715 Kvalita vody - Biologický rozbor povrchovej vody. Hodnotenie výsledkov sledovania pre jednotlivé biologické prvky za rok 2008 sa uskutočnilo podľa aktualizovaných klasifikačných schém pre hodnotenie ekologického stavu tokov na Slovensku z roku 2008. Klasifikácia pre fytobentos je na Slovensku založená na kombinácii dvoch hodnotiacich schém: hodnotenie pomocou multimetrického indexu bentických rozsievok (výpočet rozsievkových indexov kvality: CEE, IPS, EPI-D) a hodnotenie podľa vláknitých baktérií (výpočet podielu baktérií vo fytobentose). V Maďarsku sa pre hodnotenie ekologického stavu podľa fytobentosu pre Dunaj použil rozsievkový IPS index. Pre ostatné typy tokov bol použitý multimetrický index pozostávajúci z troch rozsievkových indexov (SID, TID a IPS).

Odbery vzoriek bentických rozsievok za uskutočňovali spoločne na dohodnutých miestach v rovnakých termínoch dvakrát ročne v jarnom a v jesennom období.

Celkovo možno ekologický stav jednotlivých tokov na základe bentických rozsievok vyhodnotiť nasledovne: na väčšine odberových lokalít bol podľa slovenskej metodiky zistený dobrý ekologický stav, len Ipeľ-Salka, Ipeľ-Kalonda a Sokoliansky potok spadli do horšej kategórie ekologického stavu. Najlepší stav bol zistený na Priesakovom kanáli v odberovom mieste štátnej hranice. Naproti tomu podľa maďarského hodnotenia, bol do horšieho ako dobrého ekologického stavu zaradený aj Dunaj Szob a štyri hraničné toky na východe

Slovenska (Bodva Hídvégardó, Hornád Hidasnémeti, Roňava Sátoralújhély, Tisa Zemplénagárd). Zistené rozdiely indikujú, že harmonizácia systémov hodnotenia je stále aktuálnou otázkou a práve sledovanie hraničných tokov môže výrazne prispieť k poukázaniu na rozdiely v hodnotiacich systémoch a hľadaniu riešení.

BUCHANKY RODU *CYCLOPS* (COPEPODA) V ČESKU A NA SLOVENSKU: MORFOLOGICKÉ ZNAKY

Fott, J., Juračka, P.J. a Krajíček, M.

Katedra ekologie Přírodovědecké fakulty UK v Praze

fott@natur.cuni.cz, juracka@natur.cuni.cz, m.krajicek@gmail.com

Ačkoliv jsou buchanky rodu *Cyclops* hojnou a často i dominantní složkou zooplanktonu, systematika rodu je problematická (Holyňská 2008). První kritickou revizi středoevropských buchaneček provedl Schmeil (1892). Na základě analýzy morfologických znaků stáhl počet druhů rodu *Cyclops* (v dnešním pojetí) do té doby popsanych na pouhé dva:

- (i) morfologicky a ekologicky vyhraněný *Cyclops insignis* Claus, 1857 ("buchanka zimní": antenula 14-článková, výskyt v tůních v zimě a časně na jaře)
- (ii) *Cyclops strenuus* Fischer, 1851 ("buchanka obecná": antenula 17-článková, druh nesmírně variabilní, s výskytem od zatuchlých louží po vysokohorská jezera).

Ve 20. století kolísal počet uznávaných morfologických druhů a forem od Schmeilových (1892) dvou po více než padesát (Holyňská 2008). V současné době kombinujeme při vymezení druhů rodu *Cyclops* morfologická kritéria, včetně mikroznaků (Einsle, 1996; Brandl a Lavická, 2004) s kritérii molekulárně biologickými (Krajíček, příspěvek na této konferenci). Tímto způsobem jsme na území Česka a Slovenska našli a rozlišili 8 druhů rodu *Cyclops* (výskyt dalšího druhu, *Cyclops kikuchii* Smirnov, 1932, je pravděpodobný):

DRUH

VÝSKYT

Cyclops strenuus Fischer, 1851

Drobné a astatické vody, zvláště lesní; rybníky

Cyclops furcifer Claus, 1857

Astatické vody

Cyclops insignis Claus, 1857

Astatické vody v zimě a brzy na jaře

Cyclops abyssorum G.O.Sars, 1863

Šumavská jezera: Prášílské, Plešné a Velké Javorské; tatranská plesa (tam často uváděn pod názvem *C. tatricus*)

Cyclops sp.X, blízký předchozímu druhu

zatopený lom Velká Amerika, nádrž Chabařovice

Cyclops vicinus Uljanin, 1875

Nejhojnější buchanka planktonu eutrofních rybníků a údolních nádrží

Cyclops divergens Linberg, 1936

Dost často v jarních a vzácně i v letních astatických vodách, nádrž Chabařovice v prvním roce napouštění, Žďárské jezírko na Šumavě, vzácně ve Slapské nádrži, patrně i v dalších nádržích (syn.: *C. singularis* Einsle, 1996)

Cyclops heberti Einsle, 1996

Jarní astatické vody: 1 lokalita na Moravě, jižní
Slovensko: Velké Leváre (leg. Illyová)

Na posteru připraveném pro tuto konferenci ukazujeme mikrofotografie některých morfologických znaků, které považujeme za spolehlivé pro rutinní druhovou determinaci druhů rodu *Cyclops* optickým mikroskopem, a které dosud nejsou běžně využívány.

Literatura

Brandl Z. & Lavická M., 2002: Morphological differentiation of some populations of the genus *Cyclops* Copepoda: Cyclopoida) from Bohemia (Czech Republic).– Acta Soc. Zool. Bohem. 66:161–168.

Einsle U. 1996: *Cyclops heberti* n.sp. and *Cyclops singularis* n.sp., two new species within the genus *Cyclops* ('*strenuus*-subgroup') (Crust. Copepoda) from ephemeral ponds in southern Germany.– Hydrobiologia 319: 167–177.

Holyńska M. 2008: On the morphology and geographical distribution of some problematic South Palearctic *Cyclops* (Copepoda: Cyclopidae).– Journal of Natural History 42:2001–2039.

Schmeil O. 1892: Deutschlands freilebende Süßwasser-Copepoden I. Teil: Cyclopidae.– Bibl. Zool. 11:1–191.

POVRCHOVÉ KUTIKULÁRNÍ STRUKTURY V RODU *CYCLOPS* (COPEPODA) A JEJICH MOŽNÝ EKOLOGICKÝ VÝZNAM

Fott, J. a Juračka, P.J.

Katedra ekologie Přírodovědecké fakulty UK v Praze
fott@natur.cuni.cz, juracka@natur.cuni.cz

V přehledu morfologie klanonožců publikovali Dussart a Defaye (1995) snímek prvního článku antenuly tropické buchanky *Mesocyclops rarus* Kiefer, 1981, vyznačující se ornamentací v podobě malých teček. Einsle (1996) popsal a nakreslil u dvou nových druhů rodu *Cyclops* podobnou ornamentaci jako malé miskovité jamky na prvních 4 člancích antenuly, a rovněž na genitálním dvojsegmentu a na abdominálních člancích. Alekseev et al. (2006) zmiňují výskyt podobných jamek u jedné ze tří morfologických forem buchanky *Eucyclops serrulatus* (Fischer, 1851).

Srovnáním povrchových kutikulárních struktur různých druhů rodu *Cyclops* pomocí SEM jsme zjistili, že výskyt miskovité ornamentace je častější, než jsme původně předpokládali. Mezi zástupci rodu, které jsme měli k dispozici, se pravidelně a bez výjimky vyskytovala u druhů *Cyclops insignis* Claus, 1857; *Cyclops divergens* Linberg, 1936 (= *Cyclops singularis* Einsle, 1996), *Cyclops heberti* Einsle, 1996; *Cyclops furcifer* Claus, 1857; *Cyclops strenuus* Fischer, 1851 a *Cyclops abyssorum* G.O.Sars, 1863. Naopak kutikulu zcela hladkou měly druhy *Cyclops ochridanus* Kiefer, 1932, *Cyclops glacialis* Flössner, 2001, *Cyclops* sp.X a *Cyclops vicinus* Uljanin 1875. Pro přiřazení studovaných populací k jednotlivým druhům jsme většinou použili kombinace morfologických kritérií s molekulárně biologickými. Druh označený *Cyclops* sp.X se zatím odlišil pouze na základě molekulární analýzy (Krajíček)

Pro účely srovnání jsme použili přítomnosti či nepřítomnosti jamek na povrchu prvních 4 článků antenuly, přilehlé části prvního prosomitu (= cephalothoraxu) a rostra. Příkladem jsou snímky na tomto posteru. Druhy s výrazně vyvinutou ornamentací však mohou mít jamky i na povrchu anteny, horního pysku, na hřbetních plochách (tergitech) prosomitu 1–5, na genitálním dvojsegmentu a na abdominálních člancích.

O funkci kutikulárních jamek se zatím můžeme pouze dohadovat. Na snímku antenuly obarvené chlorazolovou černí je vidět, že miskovité jamky jsou světlejší a chitinová vrstva je tam tedy tenčí, než v okolí jamek. To by svědčilo o tom, že u silně chitinizovaných jedinců usnadňují jamky látkovou výměnu mezi vnitřním a vnějším prostředím. Otázkou zůstává výhoda silné chitinizace pro životní strategii druhu. Na první pohled se zdá, že silná chitinizace, a tedy i výskyt miskovité ornamentace, je typická pro druhy z astatických vod (*C. insignis*, *C. heberti*, *C. furcifer*, četné (ale ne všechny) populace *C. divergens* a *C. strenuus*). Silná kutikula by mohla zvyšovat jejich šance na přežití v nestabilním prostředí. Druhy s hladkou kutikulou bez jamek jsou obyvateli planktonu. Nicméně námi studované populace *C. abyssorum* z horských jezer ornamentací mají a naopak, populaci *C. vicinus* bez ornamentace jsme našli i v astatické tůni. Buchanka *Megacyclops gigas* žijící v téže astatické tůni, jako *C. insignis* a *C. divergens* ornamentací neměla.

Jiná výhoda silné chitinizace může spočívat v obraně proti bezobratlým predátorům cestou zvýšení mechanické odolnosti integumentu, jak je to známo např. u perlooček (Laforsch et al. 2004).

Literatura:

Alekseev V., Dumont H., Pensaert J., Baribwegure D. & Vanfleteren J., 2006: A redescription of *Eucyclops serulatus* (Fischer, 1851) (Crustacea: Copepoda: Cyclopoida) and some related taxa, with a phylogeny of the *E. serrulatus*-group.– *Zoologica Scripta*: 35: 123–147.

Dussart B.H. & Defaye D., 1995: Introduction to the Copepoda. In: H.J.F. Dumont (ed.): *Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world* 7, 277p.

Einsle U, 1996: *Cyclops heberti* n.sp. and *Cyclops singularis* n.sp., two new species within the genus *Cyclops* ('*strenuus*-subgroup') (Crust. Copepoda) from ephemeral ponds in southern Germany.– *Hydrobiologia* 319: 167–177.

Laforsch C., Ngwa W., Grill W. & Tollrian R. 2004: An acoustic microscopy technique reveals hidden morphological defenses in *Daphnia*.– *PNAS* 101: 15911–15914.

REPATRIACE KLÍČOVÉHO DRUHU ZOOPLANKTONU (*CYCLOPS ABYSSORUM*) DO HORSKÉHO JEZERA ZOTAVUJÍCÍHO SE Z ACIDITY

Fott, J., Sacherová, V. a Křenová, R.

Katedra ekologie Přírodovědecké fakulty UK v Praze

fott@natur.cuni.cz, vsach@natur.cuni.cz, r.krenova@centrum.cz

V září 2004 Kohout a Fott (2006) provedli terénní pokus spočívající v převezení živého zooplanktonu z Prášílského jezera do jezera Plešného (Šumava). Zooplankton tvořily téměř výhradně dva druhy koryšů – perloočka *Daphnia longispina* (O. F. Müller, 1776) a buchanka *Cyclops abyssorum* Sars, 1863. Cílem pokusu bylo prokázat, že reverze chemismu Plešného jezera z antropogenně navozené acidity dosáhla již takového stupně, že umožní život v jezeře druhům, které dříve v jezeře dominovaly avšak v důsledku acidifikace vyhynuly. Tato domněnka byla založena zejména na srovnání dvou hydrochemických parametrů určujících charakter zooplanktonu jezer citlivých vůči acidifikaci: pH a iontového hliníku (Al_i). Srovnání bylo provedeno pro obě jezera v období vrcholící acidifikace (1988) a v roce předcházejícím přesazení zooplanktonu (2003). Srovnání ukázalo, že v Plešném jezeře 2003 byly oba parametry vůči zooplanktonu výrazně šetrnější (pH vyšší, Al_i nižší) než v Prášílském jezeře 1988 (Kohout a Fott 2006, Tab.1 l.c.). Vzhledem k tomu, že v Prášílském jezeře oba druhy období zvýšené acidity přežily, dalo se očekávat, že se jim nyní bude dařit i v jezeře Plešném. Svědčily tomu i laboratorní pokusy, v nichž *Daphnia longispina* z Prášílského jezera dobře přežívala ve vodě z jezera Plešného, mimo jiné též díky dostatku vhodné potravy. Domněnka o přežití vysazeného zooplanktonu se však zatím potvrdila pouze pro buchanku *Cyclops abyssorum*.

Od roku 2005 provádíme na Plešném jezeře monitoring zooplanktonu, jehož cílem je dokumentovat vývoj populace druhu *Cyclops abyssorum* a jeho interakce s ostatními složkami planktonu (predace, kompetice). Kvantitativní odběry se provádějí na jaře, na vrcholu léta a na podzim. Zooplankton je odebírán v místě maximální hloubky jednak pomocí vertikálních tahů planktonní sítí (koryšů), jednak pomocí van Dornova sběrače (vířníci) z 6 hloubek na vertikále.

Výsledek meziročního vývoje početnosti vysazené buchanky *Cyclops abyssorum* je patrný z obr. 1. Vynesena je též početnost vznášivky *Heterocope saliens* – druhu velmi odolného vůči nízkému pH a vysokému Al_i , jenž byl v Plešném jezeře pozorován od roku 1872 dodnes. *Cyclops abyssorum* se od léta vyskytoval převážně ve stadiu kopepoditů, kteří se jen pomalu vyvíjeli v dospělce. Pro účely meziročního srovnání jsou proto vyneseny letní a podzimní hodnoty početnosti jako sumy kopepoditů III, IV, V a dospělců. Naproti tomu vznášivky *Heterocope saliens* prodělávají od jara do léta rychlý vývoj od nauplií po dospělce, jejichž počty vrcholí v létě. Do grafu jsou proto vyneseny pouze hodnoty početnosti z letních odběrů, tvořené výhradně dospělci.

Početnost vznášivky *Heterocope saliens* projevuje ve sledovaném období mírně klesající tendenci, avšak zatím zcela v rámci variability z minulých let.

V prvních dvou letech po vysazení se populace buchanky *Cyclops abyssorum* (počítání kopepoditů III, IV, V a dospělců) vyvíjela exponenciálně ($r = 4.23 \text{ rok}^{-1}$, $R^2 = 0.99$, obr. 2). V semilogaritmickém vynesení se tato část populační křivky blíží přímce (obr. 1). Od třetího

roku došlo k ustálení, zatím maximální hodnoty 989 ind.m^{-3} bylo dosaženo v létě 2008. Od roku 2006 do roku 2008 se výrazně snížil poměr početnosti naupliových stadií ku stadiím kopepoditovým a dospělcům. To mohlo být způsobeno jak sníženou plodností, tak predací velkých kopepoditů a dospělců na naupliích vlastního druhu. Obecně platí, že po vysazení do jezera obsadily buchanky do té doby prázdnou niku a po dva roky se množily neomezenou (nebo málo omezovanou) rychlostí. Poté se začaly uplatňovat regulační mechanismy, které vedly k ustálení početnosti populace. Do jaké míry jsou dosažené hodnoty početnosti definitivní, není zatím známo. V Prášílském jezeře (odkud populace vysazená do Plešného jezera pochází) a ve Velkém Javorském jezeře (kde *C. abyssorum* rovněž přežil acidifikaci) byla v létě 2003 letní početnost *C. abyssorum* řádově vyšší, než jsou současné hodnoty v Plešném jezeře. Mohlo by to být způsobeno horšími potravními podmínkami v Plešném jezeře. Nelze ani vyloučit vliv vznášivky *Heterocope saliens*, která v Prášílském i Velkém Javorském jezeře schází. Interakce *Cyclops* vs. *Heterocope* může spočívat v predaci na naupliových stadiích vlastního i cizího druhu a v kompetici dravých kopepoditů a dospělců o potravu, zejména o vířníky.

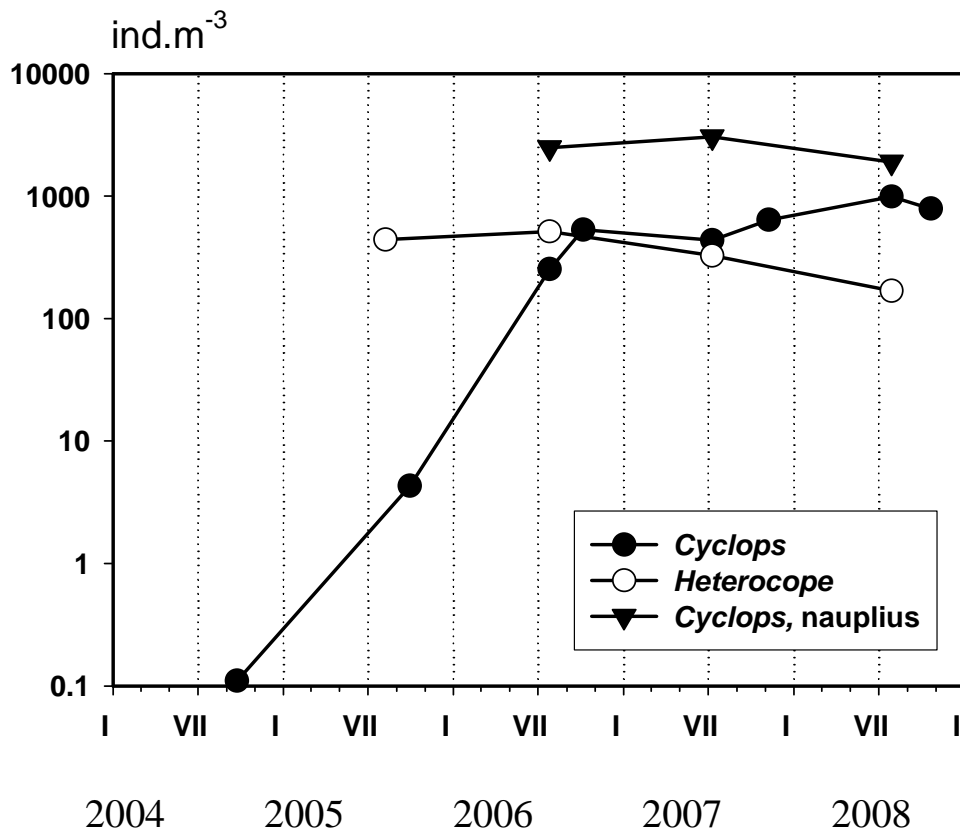
Obohacení zooplanktonu o nový členek nezůstalo bez vlivu na ostatní druhy. Oproti stavu v letech 2002–2003 (Nedbalová et al. 2006) poklesla letní početnost vířníků v Plešném jezeře o jeden až dva řády a z volné vody vymizela buchanka *Acanthocyclops vernalis*. Z tohoto hlediska je možno považovat *Cyclops abyssorum* za klíčový druh významně ovlivňující ostatní složky společenstva.

Literatura

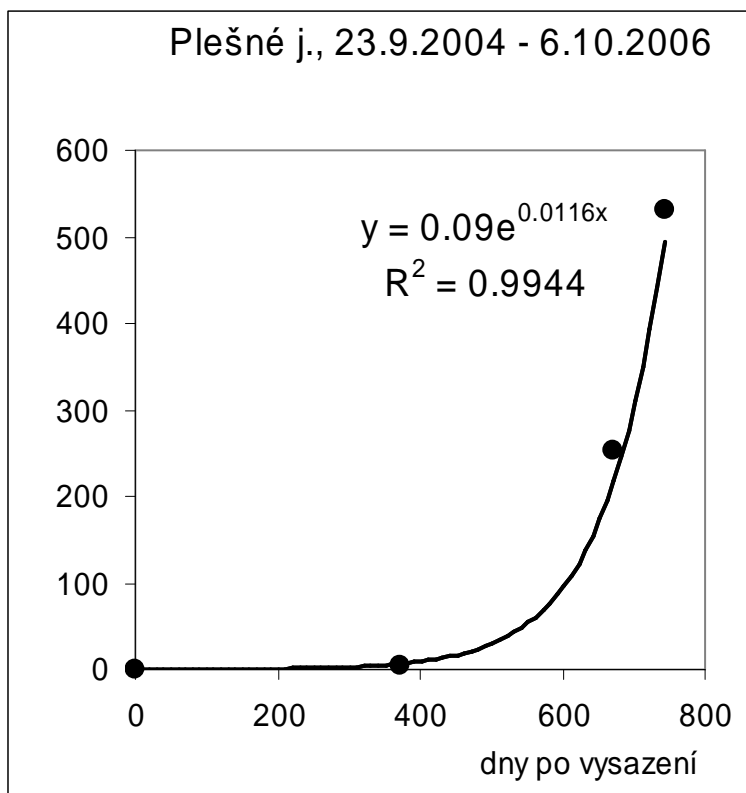
Kohout L. & Fott J., 2006: Restoration of zooplankton in a small acidified mountain lake (Plešné Lake, Bohemian Forest) by reintroduction of key species.– *Biologia*, Bratislava, 61/Suppl. 20: S477–S483.

Nedbalová L., Vrba J., Fott J., Kohout L., Kopáček J., Macek M., Soldán S.– Biological recovery of the Bohemian Forest lakes from acidification.– *Biologia*, Bratislava, 61/Suppl. 20: S453– S465.

Plešné jezero 2004 – 2008



Obr.1 Vývoj početnosti populace buchanky *Cyclops abyssorum* (vysazen 23. září 2004) a vznášivky *Heterocope saliens* (stálý obyvatel) v Plešném jezeře. Plná kolečka: *Cyclops abyssorum*, kopepoditi III, IV, V a dospělci. Trojúhelníčky: *Cyclops abyssorum*, nauplius. Prázdná kolečka: *Heterocope saliens*, dospělci. Početnost buchanek při vysazení vypočtena z počtu vysazených jedinců a objemu jezera. Ostatní početnosti stanoveny metodou vertikálních tahů sítí v místě maximální hloubky. Početnost vznášivek nebyla v roce 2004 stanovena.



Obr.2 Vývoj početnosti (ind.m⁻³) populace buchanky *Cyclops abyssorum* (kopepoditi III, IV, V a dospělci) v Plešném jezeře v prvních dvou letech po vysazení, svislá osa grafu lineární. Exponenciální charakter křivky indikuje neomezený (nebo málo omezený) populační růst v tomto období.

TRANSFORMACE ZNEČIŠTĚNÍ V ŘEKÁCH – CO MŮŽEME ČEKAT

Fuksa, J.K.

Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.Masaryka, v.v.i., Praha

Úvod

Řeky jsou tradičně osou lidských migrací, zavádění organizovaného zemědělství, budování sídel, atd. A jsou také tradičním nástrojem, který zdarma po proudu odnáší nežádoucí lidské produkty, obecně označované jako znečištění. Tak to, s různými odchylkami, bylo, jest a bude. První historický problém se objevil s tím, že znečištění do řek přichází již na horním toku, a k sídlům níže po toku již řeky přinášejí znečištění shora. Druhý problém, pozitivní, byl objeven v tom, že znečištění je v recipientu cestou po proudu transformováno. Na tom stojí podstatná část limnologie – studium vlastních procesů transformace, studium změn, které znečištění způsobuje v ekosystému, až po vývoj a ověřování různých indikačních metod a přístupů – přímých i nepřímých. Třetí, současný, problém je v tom, že míra využití pozemských zdrojů již dávno vyžaduje regulovaný přístup, což pro řeky platí již odedávna.

Znečištění je v tocích transformováno, a to je provázeno adaptačními změnami biotické složky říčních ekosystémů. Transformace vedoucí ke skutečnému odstranění příslušných složek znečištění ze systému (ne k retenci apod.) jsou v podstatné míře závislé na biologických procesech, které mají v tocích své limitace, zjevně jiné než před třiceti lety.

Historie znečišťování

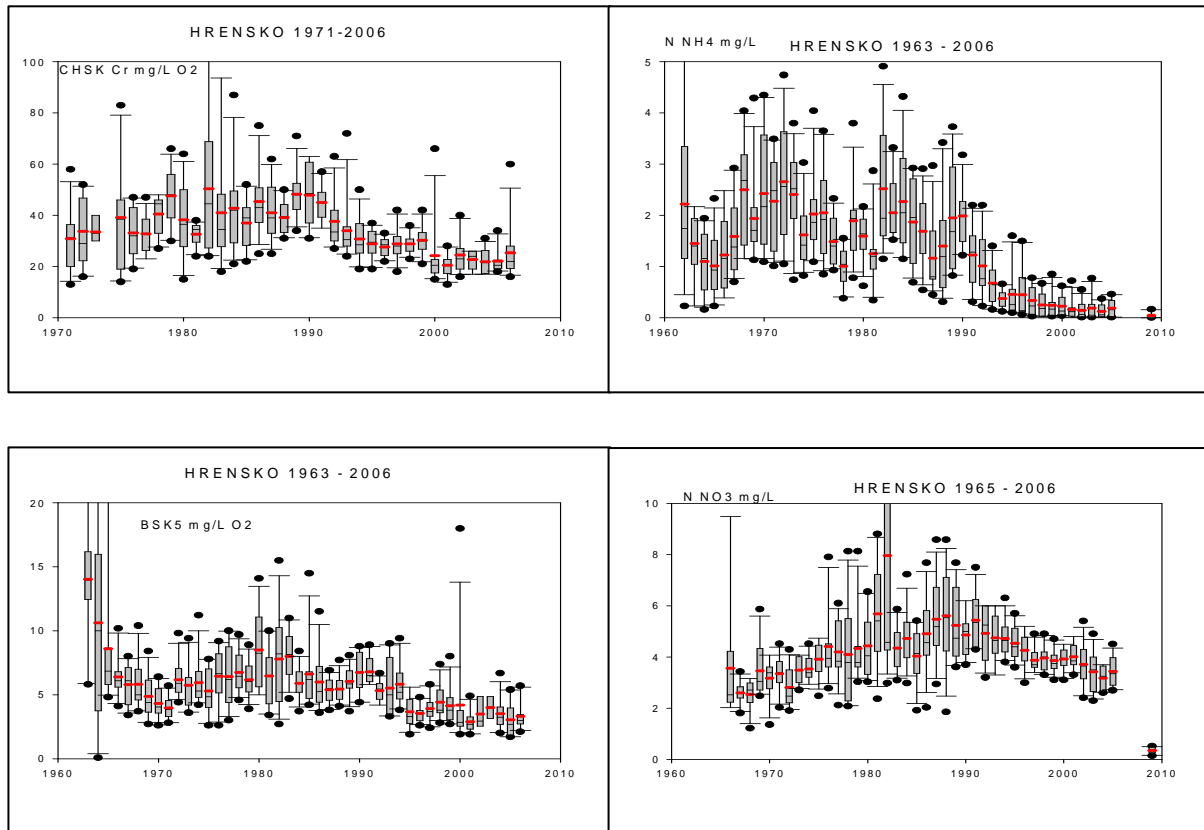
Objektivní data o znečištění evropských toků se objevují v druhé polovině 19. století, kdy již byla k dispozici řada chemických metod, dávajících dnes přijatelné výsledky (N-NH₄ podle J. Nesslerera, chlorid, síran). Zásadní je 8. zpráva Royal Commission on Sewage Disposal (1915), která již přináší soubor standardizovatelných metod pro sledování jakosti vody, včetně BSK, na který navazuje systém dnešních „ukazatelů“. Pro Labe jsou k dispozici dobře dokumentované systematické publikace Ullika (1881) a Hannamana (1896, a 1899 z Ohře). Standardní soubor dat o jakosti vody z měrných profilů státní sítě je k dispozici jako ročenka ČHMÚ Jakost vody v tocích, dnes jsou tato data dostupná každému jako datový soubor (chmi.cz) začínající pro období 1963 – 1970. 2006. Autor zde děkuje V. Kodešovi a jeho týmu za fungující a spolehlivou veřejnou databázi. Data před rokem 1963 nejsou doložena příliš systematicky, a je nutno je hledat v archivech v různých studiích apod.

Zdroje znečištění obecně dělíme na bodové a nebodové. Kromě jejich situace „v ploše“ se liší dvěma zásadními rysy: bodové zdroje vypouštějí celkem stále (s denním, týdenním, popř. sezónním rytmem) a lze na nich instalovat čistírny odpadních vod, zatímco nebodové zdroje „vypouštějí“ v závislosti na klimatickém cyklu, na počasí apod., a opatření ke snížení „vypouštění“ jsou podstatně komplikovanější a obtížně kontrolovatelná. V toku pod bodovým zdrojem také můžeme odhadovat postupnou transformaci znečištění, pokud se ovšem rozhodneme, že postupný přísun z nebodových zdrojů je pro daný úsek toku zanedbatelný.

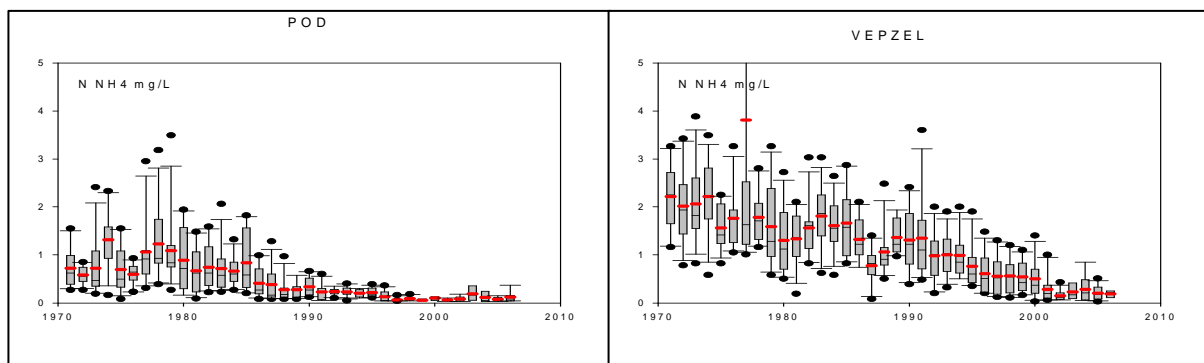
Labe, Vltava a většina toků v ČR zažila v nedávné minulosti periodu vysokého znečišťování, která skončila postavením čistíren komunálních nebo průmyslových odpadních vod, změnami technologií nebo zánikem lokálního průmyslu apod. Dnešní situace by mohla/měla směřovat

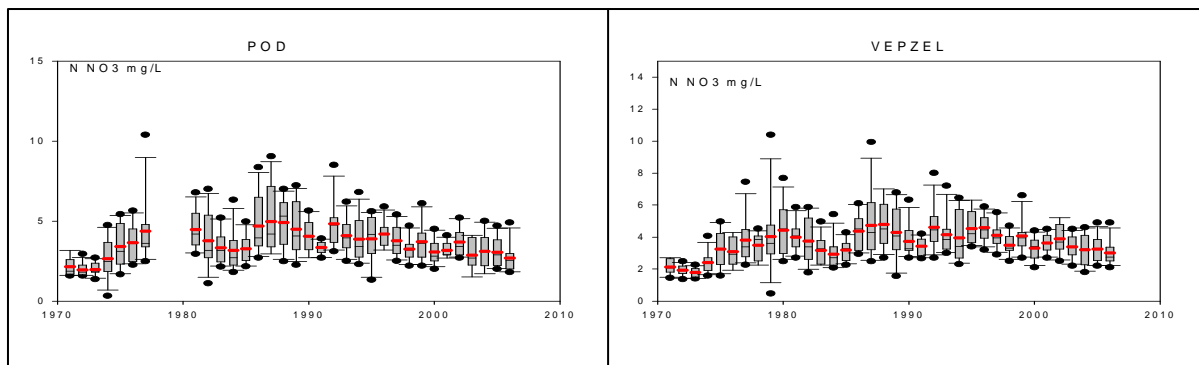
k nějakému ustálenému stavu, který by měl reprezentovat jen mírně antropogenně ovlivněný systém, v duchu cílů Rámcové směrnice pro vodní politiku ES (2000/60/ES). Ukážeme si obecně možnosti stanovení těchto cílů, popř. jejich dosažení. Grafy („box a. whiskers“) jsou konstruovány z dvanácti ročních hodnot, 25% hodnot spadá do box, dalších 25 do úseček nad a pod ním. Čárka uvnitř boxu odpovídá mediánu, tučné body reprezentují průměry.

A. Labe v profilu Hřensko. Pro N-NH₄ a N-NO₃ vpravo (jako „2009“) data Ullika z r. 1877



B. Amoniakální a nitrátový dusík Vltava nad (Štěchovice) a pod Prahou (Vepřek a Zelčín)





Výsledky

Jako příklad vývoje znečištění použijeme ročnická data (1963 – 2006) data o CHSK CR, BSK 5, N NH₄ a N NO₃ z Labe z výstupního profilu Hřensku a z úseku Vltavy s Prahou, mezi Štěchovicemi a ústím do Labe (profily Vepřek, od 1993 Zelčín).

Hodnoty CHSK CR a BSK 5 se po zmíněné vlně masivního znečišťování vrátily k hodnotám kolem 20 (CHSK) resp. pod 4-5 (BSK) mg O₂/l⁻¹, což lze považovat za ustálený stav, který není přímo ovlivněn vypouštěním komunálních odpadních vod. Pro horní toky řek, nebo pro pojednaný úsek Vltavy, jsou obecněji nižší hodnoty BSK 5. Poměrně nízké kolísání hodnot CHSK a BSK 5 během sezóny může vést k závěru, že ani primární produkce v toku, kontrolovaná např. koncentrací fosforu, tyto hodnoty významně nezvyšuje. Je to ovšem sumární ukazatel, který nepraví mnoho o možném minoritním podílu významných látek, a hlavně - nemáme spolehlivá skutečně historická data!

Pro amoniakální dusík je v recentním sledovaném období patrný pokles až na hodnoty pod limitem citlivosti současné standardní metody, aniž by bylo patrné postupné opuštění Nesslerovy metody kolem roku 1997. Na dolních tocích řek lze vidět i zvýšení v období 1975-85. Zcela jiný je průběh koncentrací nitratového dusíku – vzestup a pak pokles, ovšem jen mírný a končící na úrovni 2-4 mg l⁻¹ N NO₃. Srovnání s Ullikovými daty z roku 1877 ukazuje, že zatímco N NH₄ je dnes na „historické úrovni“, pro NNO₃ nelze očekávat další pokles. Proč? Bodové zdroje již ve větší míře nevypouštějí amoniakální dusík, a ten je v toku rychle nitrifikován na stabilní nitrát. S poklesem zátěže organickým uhlíkem (CHSK, BSK) zmizely v tocích anoxické stavy a zóny, takže přestala fungovat anaerobní respirace nitrátu, vedoucí k denitrifikaci na plynný N₂. Stav je znám pod názvem dusíkový paradox. Navíc je celá krajina bohatě zásobena dusíkem z hnojiv, spadu atd., takže řeky odvádějí přebytečný nitrát do moře bez významné transformace. TEDY: Snížení koncentrace dusičnanu v tocích na jakoukoliv historicky doloženou mez tedy nemůžeme očekávat.

Závěry

S poklesem zátěže toků organickým uhlíkem významně poklesla schopnost mikrobiální složky říčního ekosystému degradovat specifické organické polutanty. Pro biologa to není žádný paradox, důvody jsou dva – vedle zmíněné ztráty diverzity oxických a anoxických habitatů je to obecný pokles přísunu znečištění jakožto odbouratelných organických substrátů, při jejichž utilizaci jsou také degradovány (kometabolizovány) specifické polutanty. Stejně jako nitrát – čistá řeka je jenom vede zjednodušeným narovnaným korytem k moři.

Současně s tím roste přísun specifických polutantů, zejména ze skupiny PPCP (Pharmaceutics and Personal Care Products), přicházejících do řek z komunálních čistíren, tj. od lidí, po použití těchto látek. Na rozdíl od výrob těchto látek nelze spotřebu a přísun regulovat, a tradiční čistírny, zaměřené na účinné snižování CHSK, BSK, N NH₄ atd., nejsou pro tyto látky efektivní. Navíc jsou to látky vysoce biologicky aktivní (farmaka, endokrinní disruptory), takže účinnost odstranění 99% znamená stále významné ovlivnění vodních společenstev, a také riziko pro podzemní a pitné vody. Pokud tedy v historické době byla skladba vodních společenstev ovlivněna např. kyslíkovými poměry v řece, dnes může být ovlivněna falešnými signály pro rozmnožovací cykly, nízkými ale trvalými koncentracemi farmak prospěšných jen pro lidi, látek pro lidi „podle odborných testů“ nikoli v nebezpečných atd. Očekávané změny biotické složky již lze označit za adaptační jenom z pohledu selekčního tlaku daného působením specifických biologicky aktivních látek na jednotlivé populace. Zde je historický stav i cíl jasný – nula, ve shodě s článkem 1 Rámcové směrnice. Možnosti nápravy nebo regulace jsou prakticky jen na úrovni regulace vypouštění, čili nových přístupů k čištění komunálních odpadních vod. Odstupující 15. předseda ČLS doporučuje tento aspekt znečištění a užívání toků k intenzivnímu zkoumání.

HYDRICKÁ REKULTIVACE ZBYTKOVÝCH JAM PO POVRCHOVÉ TĚŽBĚ HNĚDÉHO UHLÍ V ČR

Havel, L.¹, Vlasák, P.¹, Kohušová, K.²

¹ Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.Masaryka, v.v.i., Praha, ladislav_havel@vuv.cz, petr.vlasak@vuv.cz

² Přírodovědecká fakulta UK, Praha, kohusova@email.cz

Úvod

Ve 20. století vzniklo v oblasti Sokolovské a Severočeské hnědouhelné pánve osm velkých jam po povrchové těžbě uhlí. S útlumem těžby vystupuje do popředí způsob a harmonogram sanace takto dotčeného území. Z možných způsobů rekultivace byla jako nejvhodnější vybrána tzv. hydrická varianta – zatopení zbytkových jam povrchovou vodou z různých již existujících zdrojů (Chour, 2001). V případě realizace hydrické rekultivace v plném rozsahu vznikne v tomto území osm umělých vodních útvarů o rozloze přes 4 tis. ha a s celkovým objemem akumulované vody 2,3 mld. m³. Nově vzniklá jezera mají plnit především sportovně-rekreační funkci, významná je i jejich role v retenci vody a v systému ochrany a tvorby krajiny postižené těžbou hnědého uhlí.

V současné době probíhá hydrická rekultivace dvou zbytkových jam: Chabařovice (od roku 2001) a Ležáky-Most (napouštění zahájeno v roce 2008). Vlastnímu zatápní samozřejmě předcházela technická fáze rekultivace (úprava dna, svahů, břehových linií, budování přívaděčů apod.); zároveň se v okolí realizují různé typy biologické rekultivace (nejčastěji lesnická, případně zemědělská s trvalými travními porosty).

Projektované a stávající parametry obou vznikajících jezer na místě zbytkových jam jsou uvedeny v tab. 1 (PKÚ, s.p.):

Tab.1 Parametry vznikajících jezer Chabařovice a Most-Ležáky

Chabařovice		PLÁN	STAV KE 30.4.09
	Plocha (ha)	247,6	233,2
	Objem (mil. m ³)	34,43	30,12
	Max. hloubka (m)	22,82	20,98
Ležáky-Most			
	Plocha (ha)	311	79,7
	Objem (mil. m ³)	68,9	13,75
	Max. hloubka (m)	75	42,9

Hydrická rekultivace zbytkových jam Chabařovice a Most-Ležáky

Úspěšnost hydrické rekultivace zbytkových jam závisí především na:

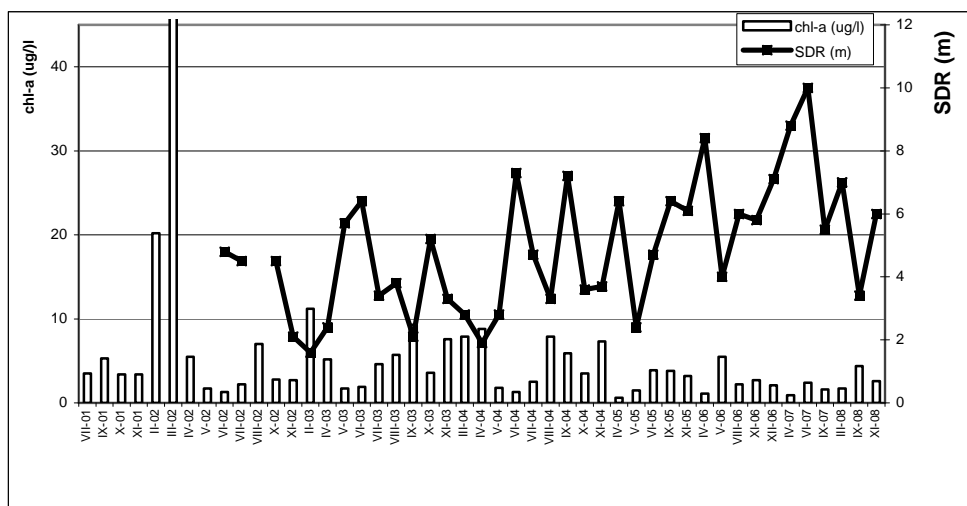
- morfologii budoucích jezer
- hydrologické bilanci povodí zbytkových jam
- jakosti vody pro zatápění
- managementu jezer a jejich povodí

Obě vznikající jezera se v řadě ohledů značně liší. Jezero Chabařovice bude po dokončení mělké s málo členitou pobřežní linií, orientované ve směru západ – východ v poměrně otevřené krajině. Naproti tomu jezero Ležáky-Most bude hluboké (viz tab. 1) s členitější pobřežní linií, orientované spíše ve směru sever – jih s poměrně vysokými břehy. To se projeví ve stratifikaci – jezero Chabařovice mělo po téměř celou dobu napouštění vždy pouze krátkodobou stratifikaci, bez výrazných rozdílů hladina – dno. V případě jezera Ležáky-Most lze očekávat stratifikaci výraznější.

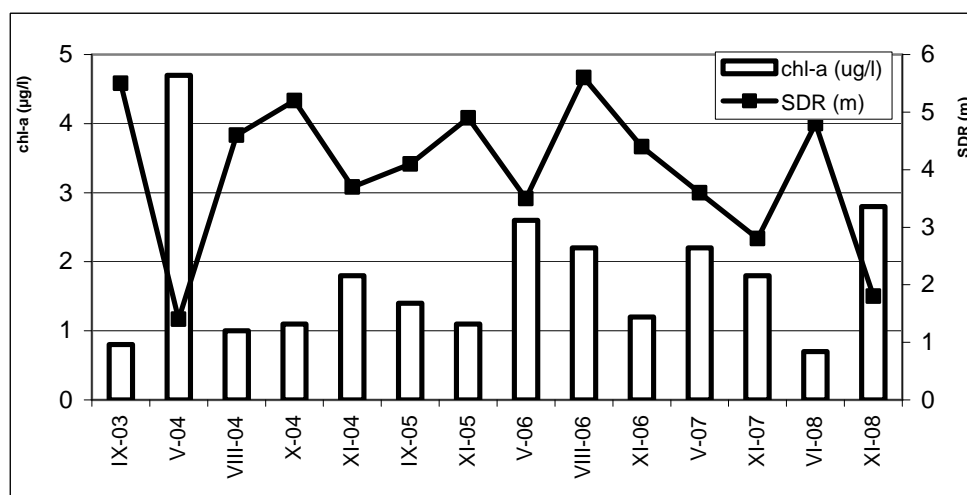
Rozdílná je i hydrologická bilance povodí obou zbytkových jam. Zatímco pro zatápění zbytkové jámy Chabařovice lze využít zdroje z vlastního povodí, povodí zbytkové jámy Ležáky-Most je deficitní a pro zatápění byl nutný převod vody z řeky Ohře (vybudování přivaděče z oblasti pod přehradní nádrží Nechranice, ř.km 99,0). Zatápění a průběžné doplňování obou jezer (a hydrické rekultivace zbytkových jam v celé oblasti) může být v budoucnosti výrazně ovlivněno i globálními změnami klimatu. Vodní deficit v oblasti širšího Mostecka může podle různých scénářů v suchém období kolem roku 2050 činit 167 – 256 tis. m³/km² (Kašpárek, Peláková, Boersema, 2005). Z tohoto pohledu je výstavba jezer v místech zbytkových jam více než smysluplná – budou plnit úlohu retenčních nádrží, jejichž vodu bude možno využít pro průmysl, zemědělství a v případě potřeby (a vyhovující jakosti) i jako vodu užitkovou nebo pitnou.

Značně se liší i jakost vody zdrojů pro zatápění obou zbytkových jam. Zdrojem pro zatápění zbytkové jámy Chabařovice jsou drobné vodoteče vlastního povodí. Vyznačují se především trvale vysokou trofíí (koncentrace celkového fosforu často překračují 0,1 mg/l), vysokou koncentrací síranů a značnou vodivostí. Řeka Ohře jako zdroj pro zatápění zbytkové jámy Ležáky-Most vykazuje v tomto ohledu výrazně příznivější vlastnosti. V obou případech připadalo v úvahu i využití řeky Bíliny jako zdroje pro zatápění – pro nevyhovující jakost vody byla tato varianta zamítnuta.

Vzhledem k plánovanému sportovně-rekreačnímu využití obou jezer musí výsledná kvalita jejich vody splňovat příslušné požadavky jak evropské tak národní legislativy. Nadměrný přísun živin ohrožuje budoucí jezera vysokou trofíí s rizikem nadprodukce fytoplanktonu a výskytem vodních květů sinic. Přes vysoký přísun živin do jezera Chabařovice nebyl během sledování od počátku napouštění (2001 – 2008) zjištěn nadměrný rozvoj fytoplanktonu; voda si udržuje vysokou průhlednost. Vývoj jakosti vody během počátečního stavu hydrické rekultivace zbytkové jámy Ležáky-Most (2003 – 2008) je obdobný (obr. 1, 2)



Obr.1 Vývoj koncentrace chlorofylu-a a průhlednosti v jezeře Chabařovice (2001 – 2008)



Obr. 2 Vývoj koncentrace chlorofylu-a a průhlednosti v jezeře Ležáky-Most (2003 – 2008)

Snížení průhlednosti v některých obdobích je v obou případech primárně dáno zvýšeným zákalem minerálními částicemi v důsledku terénních prací v povodí vznikajících jezer, nikoliv zvýšenou koncentrací chlorofylu-a.

Ve zdrojích vody pro zatápění ani v podloží nelze připustit nadlimitní koncentrace těžkých kovů a specifických organických škodlivin – po dobu sledování obou vznikajících jezer nebyly zjištěny.

Pro sportovně-rekreační účely vyhovující jakost vody chabařovického jezera je dána především (Havel a kol., 2005; Vlasák a kol., 2009):

- izolací dna a břehů jezera od uhelné slaje a jejího nadloží
- spontánně probíhajícími samočisticími procesy v jezeře v souvislosti se zvyšujícím se objemem vody; roli hraje i řízený příron železitých vod, který přispívá ke srážení fosforu a jeho depozici v nerozpustné formě v dnových sedimentech
- trvalým výskytem velkého filtrujícího zooplanktonu vzhledem k dosud nízké biomase planktonofágních ryb. Pro udržení této situace bylo od druhého kalendářního roku napouštění jezera přistoupeno k biomanipulačním zásahům do rybí obsádky (vysazování dravých a odlov nežádoucích druhů ryb)

Jezero Ležáky-Most je dosud v počátečním stadiu napouštění, nicméně i zde je možno dle dosavadních výsledků předpokládat obdobný vývoj jakosti vody (podpořený i jakostí vody zdroje a rychlostí zatápění).

Závěr

Plánované rekreační využití jezer na místech zbytkových jam po povrchové těžbě hnědého uhlí si vyžádá obsáhlý management, který kromě finančních nákladů na hospodářskou údržbu musí zahrnovat i systematický a řízený monitoring vývoje celého takto uměle vytvořeného systému. Vzhledem k řadě specifík nelze očekávat, že vývoj všech plánovaných jezer bude totožný. Nekritické přenášení poznatků a opatření z jedné lokality na jiné může vést k nežádoucímu (často ireverzibilnímu) vývoji, který je možno při soustavném monitoringu včas korigovat.

Literatura

Havel L., Vlasák P., Jurajda P., Adámek Z., Frančeová A. (2005): Nutrients, phytoplankton, zooplankton and fish stock development during the flooding of the Chabařovice residua mining pit. In: Hildrew et al. (eds.): Abstracts fourth Symp. Of Europ. Freshwater Sc. (SEFS4), Krakov 22-26 August 2005: 78.

Chour V. (2001): Water sources for flooding of residua coal mine pits in the north-western Bohemia. Actual results of the R&D Project. In: Proc. Int. Workshop: EG-Wasserrahmenrichtighlinie und Bergbaufolgelanschaften: 98-102. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reactorsicherheit, Leipzig.

Kašpárek L., Peláková M., Boersema M. (2005): Odhad objemu nádrží potřebného pro kompenzaci poklesu odtoku vlivem klimatické změny. Zpráva VÚV T.G.M. Praha pro MZ ČR: 41 pp.

Vlasák P., Havel L., Kohušová K. (2009): Jezero Chabařovice – vývoj ekosystému řízeně zatápěné zbytkové jámy po těžbě uhlí. VTEI 51(1): 9-11.
www.pku.cz

AUTEKOLÓGIA – ZÁKLAD STANOVENIA TOKU

*Haviar, M.¹, Mišíková Elexová, E.¹, Šporka, F.²,
Lešťáková, M.¹ a Ščerbáková, S.¹*

¹ *Výskumný ústav vodného hospodárstva, Nábr. arm. gen. L. Svobodu 5, 811 04 Bratislava,
e-mail: haviar@vuvh.sk, elexova@vuvh.sk, Ferdinand.Sporka@savba.sk*

² *Ústav zoológie, Slovenská akadémia vied, Dúbravská cesta 9, 845 06 Bratislava*

Autekologické charakteristiky taxónov nepriamo súvisia s hodnotami výsledného hodnotenia. Každá číselná charakteristika taxónu v tabuľke taxónov výpočtových programov je zapojená do procesu kalkulácie hodnotiacich metrík, ktoré napokon svojou kombináciou cez multimetrický hodnotiaci index poskytujú výslednú triedu kvality vodného toku resp. útvaru pre daný biologický prvok kvality. Priradenie numerickej charakteristiky, ktorá objektivizujúco posudzuje taxón zároveň dáva možnosť započítať ho do hodnotenia pre konkrétne metriky. Na príklade bentických bezstavovcov možno pozorovať a rozdeliť významné výhody a nevýhody procesu vyhodnocovania kvality toku. Pri hodnotení kvality tokov zostáva najvýznamnejšia úloha národných autekologických charakteristík pre metriky zoznamov taxónov. Problémom tu zostáva neúplnosť v poznaní a posudzovaní nárokov taxónov s pretavením do čísla ako porovnávacej hodnoty pre výpočet metriky. V prípade nekompletných informácií o taxónoch následne dochádza k prebratiu iných, existujúcich hodnôt z podobných resp. prístupných hodnotiacich systémov, ktoré majú zvládnuté spomenuté kroky. Druhým úskalím je taxonomické zloženie národných zoznamov. Výpočtom metrík častokrát ani nezbadáme, že niektoré valídne, ba dokonca dominantné taxóny sa nepodieľajú na výpočte metriky, nakoľko odvodzujeme výpočet z národného zoznamu inej krajiny, ktorá taxón neeviduje. Obdobnou chybou môže byť aj odlišné taxonomické zadanie pri príprave dát na kalkuláciu. Pre nespojitosť informácií dochádza k strate informácií a nezapočítaniu v procese hodnotenia.

Na Slovensku bol systém hodnotenia kvality povrchových tokov, na podklade bentických bezstavovcov, vytvorený pre potrebu celkového hodnotenia tokov na báze biologických prvkov kvality, ktoré sú novodobou prioritou pre zisťovanie kvality toku pred podpornými chemicko-fyzikálnymi ukazovateľmi. Systém hodnotenia bezstavovcov vychádza z riečnych typov určených na základe ekoregiónu (panónska nížina a Karpaty), nadmorskej výšky (rozdelenej na 4 kategórie, do 200 m n.m., 200-500, 500-800 a nad 800 m n.m.) a veľkosti toku (malé, stredné a veľké toky) (Metodika 2007). V systéme záverečného hodnotenia spolupôsobia a kombinujú sa skupiny metrík. Pre zistenie možných rozdielnych výsledkov pri výpočte metriky resp. pri hodnotení bola vybraná ako modelová rieka Hron v celom longitudinálnom gradiente s profilmi, ktoré možno zaradiť podľa nadmorskej výšky do troch kategórií nadmorských výšok. Pre účel zjednodušeného pohľadu na vzniknuté rozdiely pri výpočte bola vybraná jediná metrika, ktorá spolu pôsobí pri výpočte v rámci každého typu toku a to Sapróbny index. Porovnávané boli výpočty a výsledné hodnotenie na podklade Sapróbneho indexu (Zelinka & Marvan) a Sapróbneho indexu s upravenými hodnotami pre taxóny podľa Zoznamu taxónov bezstavovcov Slovenska (Šporka et al. 2003), tzv. Slovenský sapróbny index.

Pre výpočet Sapróbnych indexov boli poskytnuté dáta z jednej referenčnej a desiatich monitorovacích lokalít všetky odobraté štandardizovanou národnou metódou vychádzajúcou z metodiky AQEM (2002). Z výsledkov 35 vzoriek z rieky Hron, ktoré boli vzorkované počas vegetačných období rokov 2004 – 2008 boli vypočítané sapróbne indexy programom Asterics 3.1.1., ale aj samostatne bez použitia programu zvlášť len pre Slovenský sapróbny index.

Celkovo bolo k dispozícii 1367 riadkových údajov, z ktorých v prvom kroku program eliminoval riadky s taxónmi *Brillia longifurca*, *Lumbricillus rivalis* a *Radix ovata*. Taxóny v databáze programu neexistovali. Ostatných 293 taxónov bolo zaradených do výpočtu. Obidva vypočítané indexy nevykazovali rovnaké hodnoty a v 6 z 35 lokalít, získaval Slovenský sapróbny index horšie hodnoty saprobity ako Sapróbny index (Zelinka & Marvan) (tab. 1). Z pohľadu hodnotenia kvality na podklade Si bolo v 5 z 35 lokalít zistené rozdielne skóre kvality toku. Do 5. triedy kvality pre Slovenský Si patril profil Hron – Budča, kde bolo zaznamenaných len 5 taxónov, z ktorými pracoval program. Údaje sú významne nedostatočné pri porovnaní s ostatnými odbermi na uvedenom profile. V štyroch prípadoch bola výsledná trieda kvality o jeden stupeň lepšia pri Slovenskom Si a v ostatných prípadoch nedošlo k zmene triedy kvality (tab.1). Z výsledku vyplýva, že nastavenie autekologických charakteristík pre výpočet Saprobity je síce rozdielne, ale nie je pravidlom, že sa tým mení aj trieda kvality. Doplnkový prepočet Slovenského indexu saprobity s prítomnosťou chýbajúcich taxónov v programe Asterics poukázal na fakt, že neprítomnosť týchto taxónov nijak nemení výslednú hodnotu triedy kvality a štatisticky nevýznamne mení len konkrétne hodnoty Si (tab. 1). Nie je však vylúčené, že ak by niektorý z uvedených taxónov vo vzorke figuroval v hojnejšom počte (kým v existujúcich vzorkách napr. *Lumbricillus rivalis* dosahoval dominanciu v kategórii subprecedenta resp. subdominanta), nemohol by spolupôsobiť na hodnoty Si ako aj výsledné hodnotenie kvality toku. V budúcnosti je preto dôležité doplniť nielen autekologické číselné charakteristiky do pozad'ových tabuliek kalkulačného programu Asterics, ale aj doplniť niektoré taxóny z národného zoznamu bentických bezstavovcov Slovenska.

Literatúra

AQEM CONSORTIUM 2002: Manual for the application of the Aqem system. A comprehensive method to assess european streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0, February 2002, 198 s.

Metodika 2007. Metodika pre odvodenie referenčných podmienok a klasifikačných schém pre hodnotenie ekologického stavu vôd. MŽP SR (SHMÚ, ÚZ SAV, VÚVH, SAŽP), Bratislava, 288 s., prílohy, www.vuvh.sk/rsv.

Šporka, F. (ed). 2003. Vodné bezstavovce (makrovertebráta) Slovenska, súpis druhov a autekologické charakteristiky. Slovenský hydrometeorologický ústav, Bratislava, 590 s.

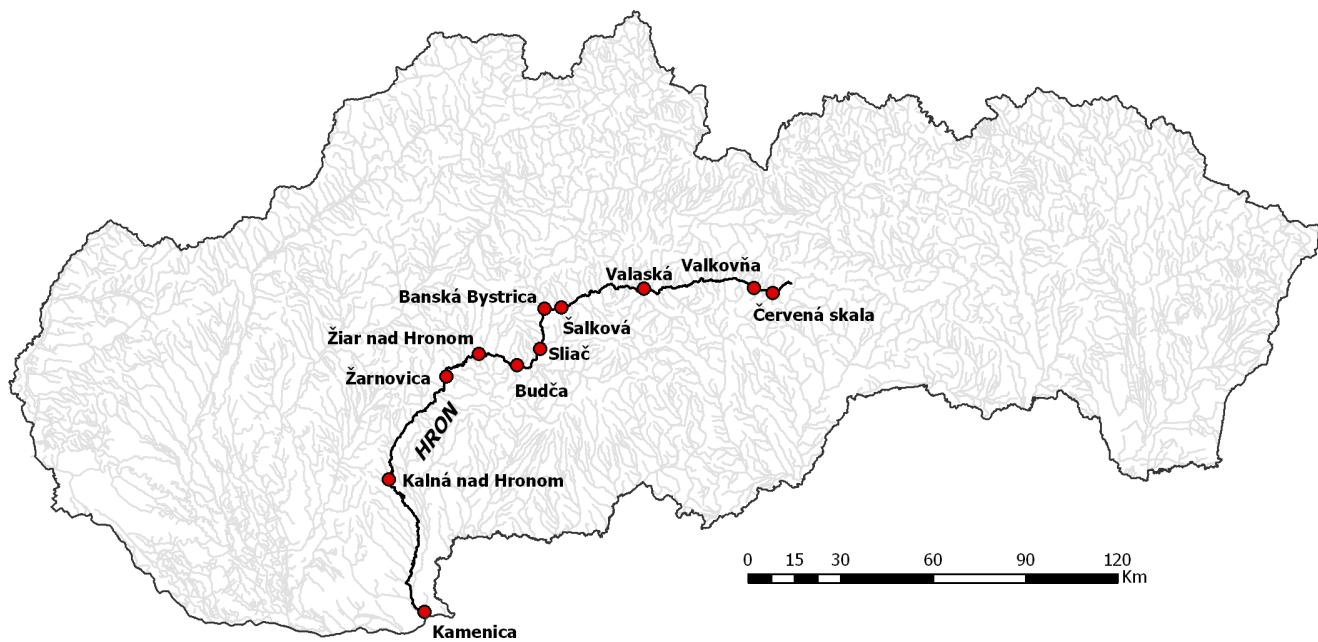
Tab.1 Výsledok testovania vzoriek z rieky Hron pre zistenie saprobity a triedy kvality podľa Si.

Profil	Dátum	Špecifikácia	Typ	Si (Zelinka & Marvan)	Slovak Si - Asterics	Slovak Si	TRIEDA Si (Zelinka & Marvan)	TRIEDA Slovak Si - Asterics	TRIEDA Slovak Si	Počet taxónov
HRON – BANSKÁ BYSTRICA	30-V-05	MONJAR2005	K2S	1.925	1.876	1.872	2	2	2	30
HRON – BANSKÁ BYSTRICA	29-IV-04	MONJAR2004	K2S	2.237	2.258	2.275	3	3	3	24
HRON – BANSKÁ BYSTRICA	29-IX-06	MONJES2006	K2S	1.902	1.747	1.779	2	2	2	41
HRON – BUDČA	30-V-05	MONJAR2005	R1	2.234	2.199	2.210	2	2	2	40
HRON – BUDČA	11-VIII-04	MONJAR2004	R1	3.110	3.312	3.301	4	5	5	5
HRON - ČERVENÁ SKALA NAD	18-X-05	REFJES2005	K3M	1.726	1.579	1.704	2	2	2	15
HRON - ČERVENÁ SKALA NAD	19-IV-04	REFJAR2004	K3M	1.321	1.251	1.266	1	1	1	56
HRON - ČERVENÁ SKALA NAD	02-V-05	REFJAR2005	K3M	1.515	1.333	1.406	2	1	1	19
HRON - KALNÁ NAD HRONOM	18-X-06	MONJES2006	R2	2.151	1.955	1.963	1	1	1	43
HRON - KALNÁ NAD HRONOM	15-VI-05	MONJAR2005	R2	2.157	2.145	2.085	1	1	1	38
HRON - KALNÁ NAD HRONOM	21-VII-04	MONJAR2004	R2	2.418	2.254	2.246	2	1	1	37
HRON - KAMENICA	14-V-07	MONHRHU2007	R2	2.149	2.160	2.160	1	1	1	30
HRON - KAMENICA	01-X-07	MONHRHU2007	R2	2.363	2.350	2.345	2	2	2	32
HRON - KAMENICA	02-V-06	MONHR2006	R2	2.327	2.345	2.352	2	2	2	9
HRON - KAMENICA	13-X-08	MONHRHU2008	R2	2.141	2.090	2.090	1	1	1	36
HRON - KAMENICA	10-X-05	MONHR2005	R2	2.202	2.121	2.095	1	1	1	35
HRON - KAMENICA	02-X-06	MONHR2006	R2	2.424	2.409	2.430	2	2	2	31
HRON - KAMENICA	13-V-08	MONHRHU2008	R2	2.314	1.668	1.790	2	1	1	22
HRON - KAMENICA	09-V-05	MONHR2005	R2	2.036	2.028	2.042	1	1	1	29
HRON – SLIAČ	10-X-06	MONJES2006	R1	1.976	1.871	1.871	1	1	1	42
HRON – SLIAČ	30-V-05	MONJAR2005	R1	1.976	1.933	1.906	1	1	1	32
HRON – SLIAČ	29-IV-04	MONJAR2004	R1	2.350	2.374	2.276	2	2	2	25
HRON - ŠALKOVÁ	29-IV-04	MONJAR2004	K2S	2.026	1.998	2.081	2	2	2	36
HRON - ŠALKOVÁ	30-V-05	MONJAR2005	K2S	1.908	1.860	1.867	2	2	2	47
HRON - ŠALKOVÁ	29-IX-06	MONJES2006	K2S	1.954	1.798	1.799	2	2	2	51
HRON - VALASKÁ	14-VI-04	MONJAR2004	K2S	1.895	1.915	1.895	2	2	2	25
HRON - VALASKÁ	23-V-05	MONJAR2005	K2S	1.679	1.606	1.687	1	1	1	52
HRON - VALASKÁ	10-X-06	MONJES2006	K2S	1.891	1.707	1.713	2	2	2	53
HRON - VALKOVŇA	13-VI-05	MONJAR2005	K3S	1.417	1.127	1.096	1	1	1	18
HRON - VALKOVŇA	16-X-06	MONJES2006	K3S	1.410	1.354	1.353	1	1	1	56
HRON - VALKOVŇA	13-V-04	MONJAR2004	K3S	1.435	1.347	1.341	1	1	1	33
HRON - ŽARNOVICA	11-VIII-04	MONJAR2004	R1	2.521	2.347	2.318	3	2	2	25
HRON - ŽARNOVICA	30-V-05	MONJAR2005	R1	2.165	2.134	2.091	2	2	2	36
HRON - ŽIAR NAD HRONOM	30-V-05	MONJAR2005	R1	2.046	2.042	2.022	1	1	1	37
HRON - ŽIAR NAD HRONOM	11-VIII-04	MONJAR2004	R1	2.595	2.549	2.494	3	3	3	16

Poznámka: K3M - Karpatikum, 500-800 m n.m., malý tok
 K2S - Karpatikum, 200-500 m n.m., stredne veľký tok
 K3S - Karpatikum, 500-800 m n.m., stredne veľký tok
 K2V - Karpatikum, 200-500 m n.m., veľký tok
 P1V - Panonikum, do 200 m n.m., veľký tok

TRIEDA Slovak Si - Asterics - Trieda kvality vypočítaná cez program Asterics 3.1.1

TRIEDA Slovak Si - Trieda kvality vypočítaná bez použitia programu Asterics 3.1.1



Obr 1 Mapa profilov na rieke Hron za roky 2004 - 2008

MECHANISMY, POSTUP A RYCHLOST REKOLONIZACE DROBNÝCH TOKŮ BEZOBRATLÝMI PO KRÁTKODOBÉ A DLOUHODOBÉ DISTURBANCÍ

Helešic, J., Bojková, J., Schenková, J. a Straka, M.

Ústav botaniky a zoologie, PřF MU Brno, Kotlářská 2. 611 37 Brno

Globální klimatické změny zcela jistě vyvolají častější a intenzivnější ekologické disturbance. Vedle zvyšování teplot, změn v délce travní maximálních teplot, změn hydrologického režimu, lze očekávat i extrémní hydrologické události. Ty vyvolají vysokou erozi půdy a splachy s antropogenně využívaných ploch. Do toků se tak dostanou jak rozpuštěné a tak i nerozpuštěné látky s biologickým účinkem. Společenstva recipientů tak budou častěji stresována až někdy zcela „vytrávena“. V přírodě však nezůstane neobsazený prostor a dle obecných teorií nastanou tři základní scénáře. První předpokládá, že se společenstvo postupně vrátí do původního stavu (jak druhově, tak funkčně) a druhý, že vznikne zcela nové společenstvo (jiné taxony) s přibližně stejnými funkcemi. Jen při zásadní změně podmínek a zdrojů v ekosystému bude změněna i funkční struktura společenstva. Znalost mechanismů, postupu, rychlosti a výsledného stavu společenstva je důležitá nejen z teoretického hlediska, ale i ze zcela praktického důvodu, změní se např. bioindikační taxony a bude tak bude nutná nová interpretace výsledků – resp. ekologického stavu toku.

V oblasti útlumu těžby uranu na Českomoravské vrchovině se nám naskytl téměř ideální možnost sledovat dlouhodobé působení disturbance a po jejich odeznění i postupnou rekolonizaci drobných toků. Na toku Jasinka (k.ú. Pucov, okr. Třebíč) sledujeme situaci od roku 1992 a na toku Hadůvka (k.ú. Olší, Drahonín, okr. Žďár nad Sázavou) od roku 1996. V obou případech byly hlavními stresory vysoké koncentrace dvoumocného železa a manganu, které se v toku postupně oxidují na nerozpustné kaly a inkrustace. Tato disturbance trvala na Jasince až do roku 1998 a na Hadůvce do roku 2001. Vliv jednorázové disturbance pak sledujeme na Bukovském potoce (k.ú. Bukov, okr. Žďár nad Sázavou), kdy na jaře v roce 2006 došlo po přívalových deštích k vypláchnutí skládky komunálního odpadu a odnosu velkého množství popílku a strusky, použité na zpevnění hrází skládky.

V tocích Jasinka a Hadůvka (působení Fe a Mn) došlo ihned po vzniku disturbance k silnému ochuzení společenstva makrozoobentosu – např. zcela zmizeli korýši – *Astacus astacus*, *Gammarus fossarum* a dokonce i *Asellus aquaticus*, ploštěnky *Dugesia gonocephala*, měkkyši *Ancylus fluviatilis* a celé spektrum jepic rodu *Rhithrogena*, *Ecydynamus*; pošvatky r. *Isoperla*, *Protonemura* a *Leuctra*. Zůstali nepočetné populace larev pošvatek r. *Nemoura* a hlavně bahnomilek (*Dicranota*), tiplic (*Tipulidae*) a dalších larev dvoukřídlých. V současné době přímo ve výtoku důlních vod na Jasince je dobrá populace *G. fossarum*, ve vlastním toku *A. astacus*, *A. fluviatilis* a všech očekávaných taxonů jepic, pošvatek a chrostíků. Prozatím nebyli zachyceny ploštěnky a to ani na profilu více 2 km vzdáleném od zdroje původního znečištění. Na toku Hadůvka rekolonizace nadále probíhá – populace blešivců se postupně obnovuje, raci se ještě nevrátili, temporární druhy (jepice, pošvatky, chrostíci, *Diptera*) jsou přibližně na v původním druhovém spektru, ale v jiných početních poměrech.

Jednorázová událost na Bukovském potoce způsobila razantní devastaci společenstva – 36 taxonů před, a 9 taxonů po havárii (zůstali jen „*Oligochaeta*“, larvy *Diptera*). V následujícím roce bylo na sledovaném profilu zjištěno již 19 resp. na podzim 24 taxonů. Rekolonizace od roku 2006 nadále pobíhá a teprve na podzim 2008 se např. vrátili blešivec a raci. Strukturně

se je společenstvo pořád odlišné i když depozice popílku a strusky již v toku prakticky nenajdeme.

Výzkum je součástí dlouhodobého projektu Výzkumného záměru MSM 0021622416 ÚBZ PŘF MU Brno dílčího cíle „Formování struktury biotických společenstev pod vlivem ekologických procesů“.

ROZŠÍŘENÍ AEROBNÍCH ANOXYGENNÍCH FOTOSYNTETICKÝCH BAKTERIÍ VE STŘEDOZEMNÍM MOŘI

*Hojerová, E.¹, Mašín, M.², Brunet, Ch.²,
Gasol, J.M.³, Koblížek, M.¹*

¹ *Inst of Microbiology CAS, 379 81 Třeboň, Czechia, hojere01@prf.jcu.cz, masin@alga.cz, koblizek@alga.cz*

² *Stazione Zoologica "A. Dohrn", Villa Comunale, I-80121 Napoli, Italy*

³ *Institut del Mar-CMIMA, CSIC, E08003 Barcelona, Spain, pepegasol@icm.csic.es*

Rozšíření aerobních anoxygenních fotosyntetických (AAF) bakterií ve Středozemním moři bylo zkoumáno s použitím infračerveného epifluorescenčního mikroskopu. Fototrofní bakterie byly přítomny v eufotické vrstvě, ve všech analyzovaných vzorcích (60). Množství AAF bakterií se pohybovalo od 1.5×10^3 až do 60×10^3 buněk na ml. Tento vysoký nárůst bakterií byl způsoben zvýšenou koncentrací živin. K obohacení došlo v důsledku promíchání vod. V oligotrofních vodách tvořily AAF bakterie průměrně 2-3% všech prokaryot a 8% v pobřežních populacích. Ve vzorcích ovlivněných přísunem živin zaujímaly AAF bakterie až 15% z celkového počtu bakterií. Navíc v této odběrové stanici dominovaly vláknité AAF bakterie s délkou buněk až 16 μm .

STŘEVNÍ PATOGENY VE VODÁCH - VÝSKYT, IZOLACE, IDENTIFIKACE

Horáková, K., Mlejnková, H.

Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.Masaryka, v.v.i., pobočka Brno, Mojžírovo nám. 16

Výskyt bakteriálních střevních patogenů ve vodách

Voda je jedním z přirozených prostředí výskytu bakterií, v němž mohou až několik týdnů přežívat i patogenní druhy. Jejich zdrojem jsou především odpadní vody; jimi kontaminované povrchové a pitné vody pak mohou sloužit k přenosu infekcí. Z hygienického hlediska je nejrizikovější přítomnost střevních patogenů v pitných vodách a povrchových vodách využívaných k rekreaci. Světová zdravotnická organizace uvádí, že asi třetina světové populace trpí nemocemi způsobenými kontaminovanou vodou, z toho každoročně zemře kolem 13 miliónů lidí na následky vodou přenášených infekcí (WHO, 2004).

Za nejčastěji se vyskytující původce střevních infekcí jsou považováni zástupci čeledi Enterobacteriaceae, mj. salmonely, shigely, yersinie či patogenní sérovary *E. coli*. V poslední dekádě se díky zdokonalení diagnostiky na první místo dostala incidence nálezů způsobených kampilobaktery (v ČR 20 175 případů v roce 2008; EPIDAT).

Izolace bakteriálních střevních patogenů z vodního prostředí

Izolace bakteriálních střevních patogenů z vodního prostředí se provádí pomocí standardních kultivačních metod, které využívají typické biochemické vlastnosti izolovaných bakterií, včetně jejich schopnosti růst a množit se na nebo ve specifických kultivačních médiích při vyšších teplotách (37–44 °C) (Votava, 1999). Z důvodu eliminace doprovodné mikroflóry se často používají selektivní a selektivně diagnostická média, která umožňují i předběžnou identifikaci hledaného patogenu.

Ačkoliv je použití kultivačních metod široce rozšířeno, byla popsána řada jejich nevýhod, např. časová náročnost, nedostatečná specifická citlivost a citlivost. Navíc bylo zjištěno, že za stresových podmínek prostředí mohou bakterie omezovat svoji biochemickou aktivitu do té míry, že se stanou nekultivovatelnými (Oliver, 2005).

Identifikace bakteriálních střevních patogenů

Standardizovaný postup průkazu bakteriálních střevních patogenů v různých typech vzorků s pomocí kultivačních technik a biochemických testů je zakotven v české legislativě. Ve vodách je ze střevních patogenů vyžadován jen průkaz přítomnosti bakterií rodu *Salmonella* v povrchových vodách určených ke koupání, a to pouze v případě podezření.

K identifikaci patogenů se stále častěji a s vyšší úspěšností zavádí metody molekulární biologie. Mezi nejběžnější patří metody založené na polymerázové řetězové reakci (PCR) a fluorescenční *in situ* hybridizaci (FISH) (Brenner a kol., 2005). Byla popsána řada postupů využívajících PCR k detekci střevních patogenů v různých typech vod, kde jako cílové sekvence nejčastěji slouží geny podílející se na patogenitě kmenů. Perspektivní je také

aplikace FISH pro detekci patogenních bakterií hybridizací se specifickými sondami přímo ve vzorcích vod.

Literatura

Brenner, D. J., Krieg, N. R., Staley, J. T. 2005. Bergey's manual of systematic bacteriology, second edition. Volume two - The Proteobacteria. Part A - Introductory Essays. Springer, USA.

Oliver, J. D. 2005. The viable but nonculturable state in bacteria. J Microbiol. 43: 93-100.

Votava, M. 1999. Kultivační půdy v lékařské mikrobiologii. Nakladatelství Hortus, Brno.

WHO. 2004. Guidelines for drinking-water quality. 3rd edition.

EPIDAT, Státní zdravotní ústav: <http://www.szu.cz/data/infekce-v-cr>

CYANOBAKTÉRIE NA PRÍRODNÝCH KÚPALISKÁCH A VODÁRENSKÝCH NÁDRŽIACH NA SLOVENSKU

Horecká, M., Nagyová, V., Švardová, A. a Chomová, L.

*Úrad verejného zdravotníctva SR, Trnavská cesta 52, 826 45 Bratislava,
maria.horecka@uvzsr.sk*

Sinivé vodné kvety sú stále aktuálnejším hygienickým problémom na vodárenských nádržiach a prírodných rekreačných lokalitách. Predstavujú významné zdravotné riziko obyvateľstva pri kúpaní a zásobovaní pitnou vodou. Verejné zdravotníctvo v rámci projektu CYANOBAKTÉRIE sleduje kvalitu vody prírodných kúpalísk a vodárenských nádrží s dôrazom na identifikáciu a kvantifikáciu cyanobaktériových vodných kvetov a ich toxínov. V roku 2008 bolo do projektu zahrnutých 7 vodárenských nádrží kde sa sledovala aj voda pred a po úprave a 22 prírodných kúpalísk na území Slovenska. Na ôsmich prírodných kúpaliskách a na jednej vodárenskej nádrži sa vyskytol sinicový vodný kvet

PRŮBĚH KOLONIZACE NOVĚ VYTVOŘENÝCH TŮNÍ

Hotový, J., Vondrák, D. a Černý, M.

Katedra ekologie, Přírodovědecká fakulta UK v Praze, Viničná 7, 128 44 Praha 2

V roce 2006 jsme se zapojili do evropského projektu Eurocores – EuroDIVERSITY (BIOPOOL), se zaměřením na výzkum malých vod. V rámci tohoto projektu jsme na území CHKO Kokořínsko vybudovali soustavu 20 malých tůní a sledovali jsme průběh jejich kolonizace zooplanktonem.

Pro vybudování tůní jsme vybrali lokalitu v PR Mokřady Liběchovky v blízkosti obce Tupadly. Lokalita byla zvolena s ohledem na relativně nízkou úroveň antropogenních vlivů. Díky charakteru okolního terénu (hluboce zaříznutá údolí, značná lesnatost) jsme navíc předpokládali malý vliv vodních ptáků, jakožto vektorů pro migraci vodních organismů. Tato skutečnost hrála významnou roli při plánovaném porovnání s výsledky kolegů z Belgie a především ze Španělska (NP Doñana).

Tůně jsme vybudovali v červenci roku 2006 vybagrováním zeminy. Každá prohlubeň měla přibližně kruhový tvar o průměru 5 m a hloubce 1,5 m s postupně se svažujícími stranami. S ohledem na plánované pokusy s inokulací perloočkami byly tůně vybudovány v pěti skupinách po čtyřech tůních. Zatímco tůně ve skupině spolu těsně sousedí, jednotlivé skupiny tůní jsou od sebe vzdáleny desítky metrů a odděleny vzrostlou vegetací.

Hlavním cílem našeho výzkumu bylo sledování kolonizace nově vytvořených tůní zooplanktonem. Za tímto účelem jsme v přibližně měsíčních intervalech prováděli odběry podle vzorkovacího protokolu MANScape (Hempel & Declerck 2007), modifikovaného vzhledem k drobným rozměrům našich tůní. Při odběru jsme pro každou tůň stanovovali běžné limnologické parametry (hloubku, průhlednost – měřenou nově Snellerovou sondou pro vyšší standardizaci výsledků, *in-situ* měřenou teplotu, obsah rozpuštěného kyslíku, pH, vodivost, a obsah chlorofylu a pomocí terénního fluorimetru). Zároveň jsme odebírali kvalitativní vzorky fytoplanktonu. Hlavní částí vzorkování pak byly kvantitativní odběry zooplanktonu. Vzorky jsme odebírali ze 4 litrů vody a filtrovali jsme je přes síta o rozměru ok 40 μ m.

Zde předkládáme výsledky z první sezony existence tůní. Ačkoliv byly tůně vybudovány v červenci 2006, vinou výjimečně suchého konce léta a celého podzimu v nich nedošlo k zaplnění vodou. Tůně byly dostatečně naplněny vodou během zimy a časného jara, pak ovšem opět vyschly. Vzorky tedy pokrývají období od listopadu 2006 do konce dubna 2007.

Hloubka vody v době zaplavení byla maximálně 55 cm. Je pozoruhodné, že i při této malé hloubce vody jsme často zaznamenali výraznou stratifikaci fyzikálně-chemických parametrů, především vodivosti a obsahu rozpuštěného kyslíku. Také jsme zaznamenali postupně se zvětšující rozdíly v těchto parametrech mezi jednotlivými tůněmi. I přesto, že vzdálenost mezi jednotlivými tůněmi činila jen několik metrů, rozdíly mezi nimi byly podstatné a často patrné i na první pohled (barva vody, průhlednost). Tyto rozdíly byly patrně způsobeny především ne/přítomností listového opadu a rozdíly ve vyvíjejícím se společenstvu fyto- i zooplanktonu.

Ze zooplanktonu jsme zaznamenali především prvoky a vířníky. I přes krátkou dobu, po kterou byly tůně zaplaveny, lze ve vývoji společenstva rozeznat 3 značně odlišné fáze. V první fázi jsme nacházeli zejména prvoky (*Didinium*, *Spirostomum*) a bdelloidní vířníky,

ostatní vířníci se vyskytovali pouze výjimečně. Významně dominantní pro celé společenstvo byl v této fázi především prvok rodu *Lembadion*. Tento prvok se hojně vyskytoval i v dalších fázích, nebyl však již dominantní složkou.

V druhé fázi se objevovali vířníci, např. *Epiphanes senta* a *Keratella testudo*. Výrazně dominantní byl především rod *Cephalodella* a vířník ze skupiny Notommatidae. Nicméně, většinou jsme v jedné tůni nacházeli pouze dva až tři různé taxony vířníků. Ve třetí fázi jsme již nacházeli druhově rozmanitější společenstvo vířníků, většinou složené z pěti taxonů. Dominantními druhy v této fázi byly *Keratella testudo* a *Notholca squamula*.

Z korýšů jsme zaznamenali pouze larvální stadia buchanek. Tyto nálezy byly ovšem pouze ojedinělé a v průběhu času se objevovaly v různých tůních. Nezaznamenali jsme však jejich stabilní výskyt či rozvíjející se populace. Z toho lze usuzovat na jistou schopnost disperze u těchto korýšů, kdy limitujícím faktorem jejich rozšíření se pak stává schopnost úspěšně kolonizovat nově dosaženou lokalitu.

Při porovnání s výsledky našich kolegů zapojených do projektu BIOPOOL jsme zjistili výrazně pomalejší postup kolonizace nově založených tůní. Louette a De Meester (2004, 2005) zkoumali nově založené tůně v Belgii ve stejném období roku a již po čtyřech měsících zaznamenali početné populace perlooček rodu *Daphnia* a *Bosmina*. Ještě rychlejší disperzi planktonních korýšů zjistili Frisch a Green (2007) na nově založených lokalitách v NP Doñana (Španělsko). Zde již po dvou týdnech zaplavení zjistili početné populace larválních stádií buchanek a dalších zástupců zooplanktonu. V obou případech byl významným faktorem transport vodními ptáky, případně velkými druhy hmyzu z blízkých lokalit. Naproti tomu v našich tůních jsme po pěti měsících zaznamenali pouze vířníky a ojediněle larvální stadia buchanek. Svou roli jistě sehrálo chladné roční období, dalším důležitým faktorem však byla izolovanost našich tůní od přilehlých vodních ploch.

Citace:

Frisch, D., Green, A. J. 2007. Copepods come in first: rapid colonization of new temporary ponds. *Fundamental and Applied Limnology*, 168: 289-297.

Hampel, H., S. Declerck. 2007. Integrated Management Tools for Water Bodies in Agricultural Landscapes (MANSCAPE).

Louette, G., De Meester, L. 2004. Rapid colonization of a newly created habitat by cladocerans and the initial build-up of a *Daphnia* dominated community. *Hydrobiologia*, 513: 245-249.

Louette, G., De Meester, L. 2005. High dispersal capacity of cladoceran zooplankton in newly founded communities. *Ecology*, 86: 353-359.

BIOMASA A VELIKOST ZOOPLANKTONU NĚKOLIKA NÁDRŽÍ.

Hrbáček, J.¹, Brandl, Z.¹, Sed'a, J.¹, Gotwaldová, V.² a Albertová, O.³

¹ Hydrobiologický ústav, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice

² V.Balého 25, Praha 5 Radotín,

³ Wassermannova 928, 152 00 Praha Hlubočepy

Úvod

Jeden z problémů ekologie je že užívá málo parametrů vyjádřitelných ve fyzikálních jednotkách. Jedním z důvodů je pracnost získání takových dat. P. Blažka před lety vypracoval kolorimetrickou metodu na stanovení proteinového dusíku využitelnou po násobení příslušnými koeficienty jako proxystanovení biomasy. M. Straškraba vypracoval metodu separace zooplanktonu na základě odlišné adheze k povrchové blance na perloočky a klanonožce. J.Hrbáček začal pomocí sítěk separovat velikostní kategorie těchto složek a pak interpolací stanovil medián velikosti jak perlooček tak klanonožců. Taková stanovení lze provést v průběhu řádově hodiny na rozdíl od stanovení bioasy měřením délky jedinců a s přepočtem na biomasu, trvající řádově den. Toto zkrácení délky stanovení umožňuje provádět dlouhodobou monitoraci. P.Brandl opatřil data pro Slapskou, J.Sed'a pro Římovskou, V. Gotwaldová pro Vrchlickou, O.Albertová pro Hubenovskou přehradu a J.Hrbáček pro tůň u Lužnice.

Biomasa

Fig. 1 ukazuje poměrně pravidelný průběh biomasy perlooček a klanonožců v Slapské nádrži z roku na rok. Dlouhodobě dochází k statisticky průkaznému poklesu biomasy jak perlooček tak klanonožců. Z grafu je také patrné, že tento pokles není plynulý ale probíhá b v cyklech. Tyto cykly nejsou pravidelné a probíhají paralelně u perlooček a klanonožců jen v některých obdobích. U perlooček je celkově patrný náznak uspořádání do písmene U se zřetelným vzrůstem v posledních letech. U klanonožců není ani náznak obdobného vzrůstu. Z grafu je také patrné, že hodnocení změn z pozorování jen několika let nemohou být hodnověrné. U Římovské nádrže je dlouhodobý pokles ještě patrnější než je tomu u Slapské nádrže. Také zde dochází k zřetelným periodám dočasného poklesu a vzestupu. U nádrží Hubenov a Římov není série pozorování dostatečně dlouhá aby bylo možno dělat závěry o dlouhodobém vzrůstu nebo poklesu biomasy planktonních koryšů. Z tabulky 1. vyplývá, že nejmenší biomasa je v nádrži Hubenov. Rozdíly mezi ostatními nádržemi jsou malé. Protože distribuce biomasy nádrží není zdaleka normální uvádím i mediány biomasy.

Fig. 2 srovnává sezónní průběh průměrných biomasy planktonních koryšů v sledovaných údolních nádržích. Průběh biomasy v Hubenovské nádrži se zřetelně odlišuje od ostatních nádrží tím, že nemá zřetelné maximum. Domnívám se, že to souvisí s tím, že má podstatně menší hloubku než ostatní tři nádrže. V důsledku toho není v období bez výrazné stratifikace fytoplankton limitován světlem tak výrazně jak u ostatních nádrží. U ostatních nádrží je období jarního maxima zřetelně odlišné. Souvisí to patrně jednak s nadmořskou výškou nádrže : Vrchlická nádrž má dříve maximum než Římovská. Slapská nádrž je v tomto směru anomální neboť i když leží poměrně nízko je maximum biomasy koryšů až po maximum Říмова. Je to patrně důsledek okolnosti, že koncem zimy a začátkem jara do ostatních nádrží přitéká voda, která je zřetelně teplejší než voda nádrže. U Slapské nádrže i v tomto období je

přítok chladný neboť vytéká z hypolimnia Orlické nádrže. V Slapské nádrži se musí celé epilimnium ohřát jen zářením na hladinu nádrže. Druhé zřetelně zvýšení biomasy je jen u Vrchlice. Zda to souvisí z časnějším maximem může ukázat jen další sledování dalších nádrží.

Fig 3 ukazuje že variační koeficient biomasy perlooček výrazně kolísá v průběhu roku a nejmenší je v červenci. U klanonožců nemá sezónní kolísání koeficientu výrazná maxima nebo minima.

Medián velikosti

Fig. 4 ukazuje průběh mediánu velikosti perlooček a kopepodů v Římovské nádrži. Stanovení mediánu velikosti je nový původní postup hodnotící kvantitativně změny velikosti složek zooplanktonu v reakci na predanční tlak ryb. Vzhledem k tomu, že série stanovení v zimním období nedodržuje striktně třítydenní intervaly, je zachycen průběh jen v období duben až říjen. V sledovaném období došlo k statisticky signifikantnímu poklesu velikosti obou složek zooplanktonu. Opět se zde ukazuje, že pokles není plynulý ale v jakýchsi vlnách. Paralelnost těchto vln mezi perloočkami a klanonožci je větší než tomu je u biomasy. Tabulka ukazuje že pokud jde o průměrný medián velikosti jsou hodnoty z nádrží Vrchlice a Hubenov zřetelně vyšší než u obou ostatních nádrží. Ukazuje také na kolísání poměru mediánu velikosti cladocer a kopepodů mezi nádržemi. Pokud by do velikosti klanonožců byly zahrnuty i velikosti pod 0,2 mm (které většinou procházejí používanou planktonní sítí) byl by rozdíl u mediánů velikosti mezi perloočkami a klanonožci větší.

Fig. 5 ukazuje sezónní průběh mediánu velikosti tří nádrží s výrazně odlišnou obsádkou ryb. Tůň T3 u Halámek je obklopena lesem a křovinami a spadlé listí odstraní valnou většinu kyslíku především pod ledem. Proto je tůň pokud ji jarní povodně nespojí s řekou bez ryb. Prudké kolísání mediánu velikosti na začátku vegetačního období je způsobeno prudkým růstem populace s převahou nejprve velkých jedinců po vylíhnutí z ephippií a pak malých jedinců při intenzivním rozmnožování. V ostatních nádržích dohází k vlivu růstu a poklesu populace na medián velikosti v daleko menším rozsahu, protože změny biomasy jsou povlnnější. V nádrži Hubenov původně převládali nasazení pstruzi později došlo k rozmnožení okounů. V Římovské nádrži silně převládají kaprovité ryby. V obou těchto nádržích jsou mediány perlooček zřetelně větší v zimním než v letním období. Rozdíl v časovém průběhu poklesu velikosti v průběhu jarního období souvisí patrně s časnějším rozmnožováním okounů a žrací aktivitou pstruhů i v období chladné vody. Koeficient sezónní variability mediánu velikosti má u Slapské nádrže podobný průběh jako u biomasy.

Parametrizace velikosti zooplanktonu umožňuje zjistit zda poměr biomasy kladocer ke kopepodům má vztah k mediánu velikosti perlooček, a kopepodů. Z Fig.6 vyplývá: u dvou intenzivně sledovaných nádrží je tento vztah statisticky signifikantně negativní, zatím co u nádrží kratší dobu sledovaný vysoce statisticky signifikantně pozitivní. Do jaké míry to souvisí se zřetelným rozdílem ve velikosti mediánu perlooček vyžaduje další šetření. Medián velikosti kopepodů má až na nádrž Vrchlici negativní vztah k poměru biomasy kladocer ke kopepodům. Z těchto předběžných výsledků vyplývá, že poměr biomasy kladocer a kopepodů je patrně v důsledku selekce ovlivňován také rybí osádkou.

Závěr

Parametrizace biomasy a velikosti dvou složek biomasy perlooček umožňuje kvantifikovat otázky stability koryšší složky zooplanktonu jak dlouhodobě, tak v průběhu roku. Z vztahu biomasy a mediánu velikosti perlooček a klanonožců dává nové pohledy na interakce ryb a

zooplanktonu. Parametrizace biomasy a velikostních kategorií fytoplanktonu umožní testovat do jaké míry platí „size efficiency hypothesis“ v celém rozsahu variability rozvoje planktonu resp rybí osádky a ikoli jen při porovnání extrémů.

Tab.1

Biomasa	Prů.Clad.	Prů.Cop.	Me Clad	Me Cop	Pr-MeCl	Pr-MeCo	Pr/MeCl	Pr/MeCo
Slapy	0,770	0,638	0,506	0,469	0,264	0,169	1,522	1,360
Římov	0,639	0,665	0,546	0,469	0,093	0,196	1,170	1,418
Hubenov	0,546	0,544	0,409	0,417	0,137	0,127	1,335	1,305
Vrchlice	0,699	0,916	0,555	0,614	0,144	0,303	1,259	1,493
Průměr	0,663	0,691	0,504	0,492	0,159	0,199	1,321	1,394
Medián								
velikosti	Prů.Clad.	Prů.Cop.	Me Clad	Me Cop	Pr-MeCl	Pr-MeCo	Pr/MeCl	Pr/MeCo
Slapy	0,464	0,357	0,452	0,341	0,012	0,016	1,026	1,047
Římov	0,456	0,354	0,450	0,338	0,006	0,016	1,013	1,046
Hubenov	0,623	0,377	0,607	0,364	0,016	0,012	1,026	1,034
Vrchlice	0,567	0,401	0,580	0,386	-0,013	0,015	0,978	1,038
Průměr	0,528	0,372	0,522	0,357	0,005	0,015	1,011	1,041

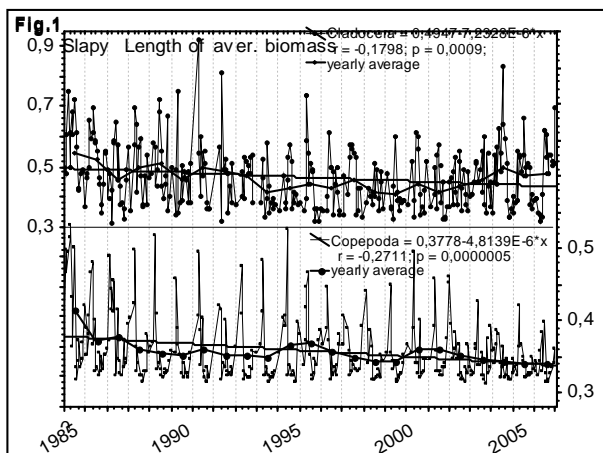


Fig.1

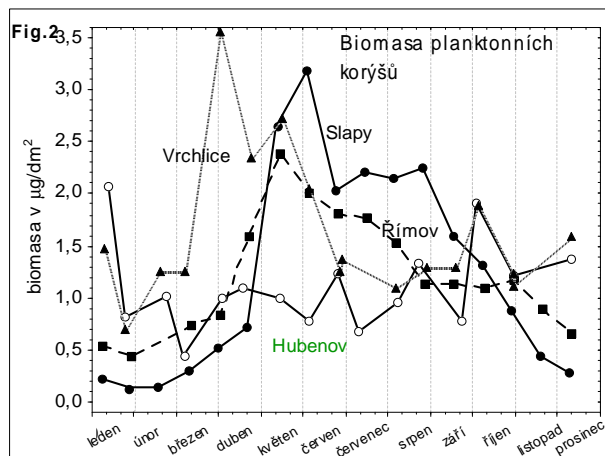


Fig.2

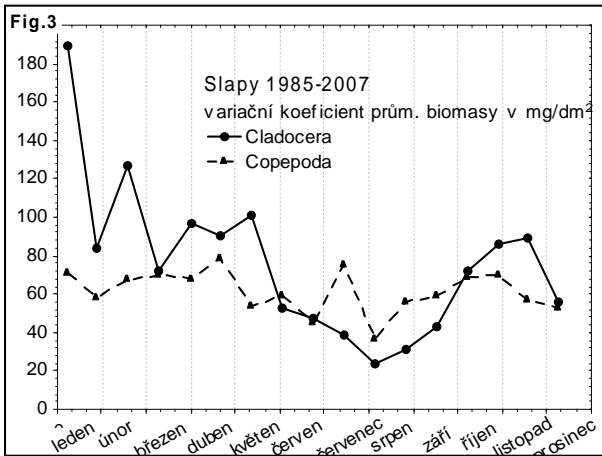


Fig.3

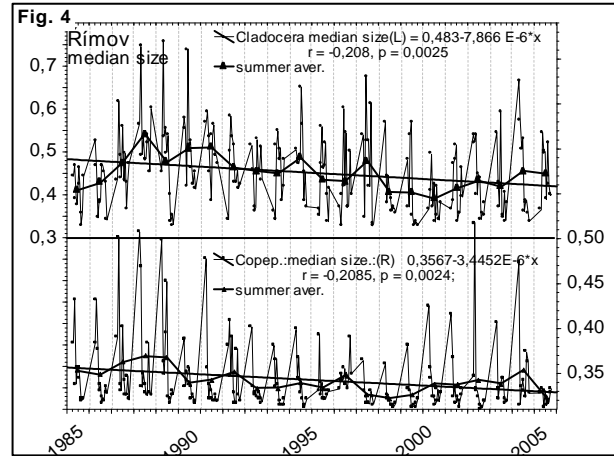


Fig.4

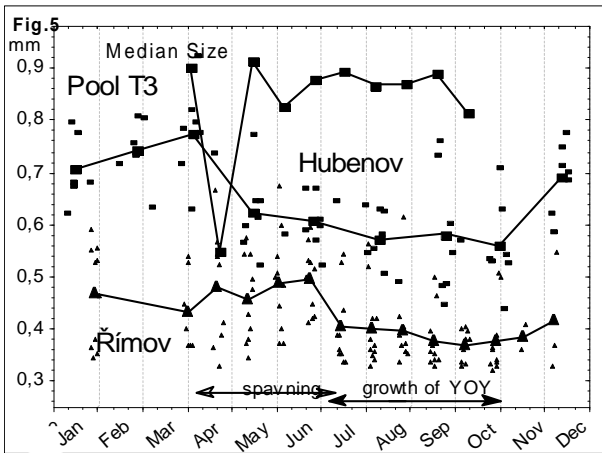


Fig.5

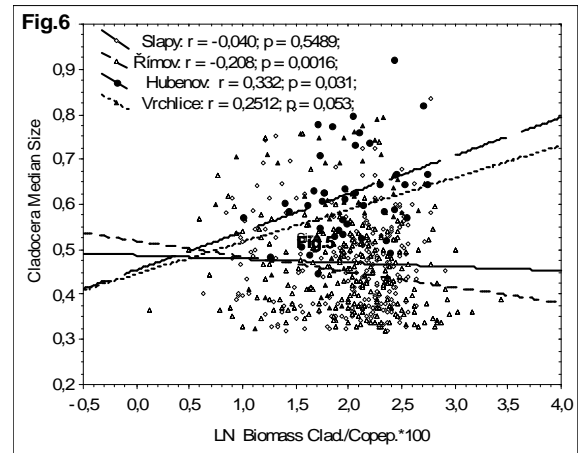


Fig.6

OBHOSPODAŘOVÁNÍ RYBNÍKŮ BLÍZKÉ PŘÍRODĚ

Husák, Š.¹ a Květ, J.^{2,3}

¹ Botanický ústav AV ČR, odd. Funkční ekologie, Dukelská 135, CZ-37982 Třeboň, ČR, husak@butbn.cas.cz

² Jihočeská univerzita, Přírodovědecká fakulta, katedra biologie ekosystémů, Branišovská 31, CZ-37005 České Budějovice, ČR, jan.kvet@seznam.cz

³ Ústav systémové biologie a ekologie AV ČR, odd. ekologie mokřadů, Dukelská 145, CZ-37901 Třeboň, ČR

Úvod

Příspěvek přináší výsledky dlouholetého studia flóry a vegetace rybníků v České republice. Území je rozčleněno na hlavní celky podle fyzických podmínek, kterým většinou odpovídají chráněná území maloplošná, např. přírodní rezervace, i velkoplošná, např. Chráněné krajinné oblasti, a také biosferické rezervace.

Středoevropské rybníky jsou umělé vodní nádrže o vodní ploše od 0,5 (1,0) ha až po desítky a stovky ha, které jsou obhospodařovány zejména pro chov kaprů (Dubravius 1547, Šusta 1898). V České republice je asi 22.000 rybníků, které zaujímají celkem asi 52.000 ha. Rybníky v České republice většinou zaujímají původní biotopy dřívějších mokřadů, drobných mělkých vod, slatinišť a rašelinišť. Snahou biologů, ekologů a pracovníků ochrany přírody je zachovat do jisté míry vodní a mokřadní biotopy s flórou a vegetací formou chráněných území na vybraných rybnících, anebo jejich celých soustav (Hejný et Husák 1978, Hudec et al. 1995, Janda et al. 1996, Hejný et al. 2002). Většina rybníků byla zpočátku oligo-mezotrofní. Jejich trofie se však od konce 19. stol. až do druhé poloviny 20. stol. změnila. Dnes jsou rybníky pravidelně hnojeny organickými i anorganickými hnojivy a chovné ryby (především kapr) krmeny, což má zásadní vliv na trofii vod těchto rybníků (Schäferna 1924, Komárková et al. 1986, Pokorný 1994, Kubů et al. 1994, Pokorný et al. 1999). Eutrofizace vod má značný vliv na úbytek vodních a mokřadních rostlin, včetně druhů vegetace obnažených den (Dykyjová, Květ et al. 1978, Whigham et al. 1990).

Charakteristiky jednotlivých rybníčních oblastí ČR

Rybníky západních a severozápadních Čech

Rybníky a jejich navazující pobřeží jsou většinou na kyselých až neutrálních substrátech, a v jejich litorálech se vyvinula často velmi cenná rašelinná a slatinná společenstva (Adamec et Husák 2002). Významné jsou zejména: *Carex dioica*, *Centaurium uliginosum*, *Chara aspera*, *Drosera intermedia*, *Dryopteris cristata*, *Elatine alsinastrum*, *Hammarbya paludosa*, *Ledum palustre*, *Ligularia sibirica*, *Liparis loeselii*, *Luronium natans*, *Lycopodiella inundata*, *Najas marina*, *N. minor*, *Nymphaea candida*, *Potamogeton polygonifolius*, *Rhynchospora alba*, *R. fusca*, *Salix myrtilloides*, *Utricularia minor*.

Rybníky středních a východních Čech

Nádrže jsou nejčastěji na neutrálních až alkalických substrátech a vegetací mají mnoho společného s rybníky na Moravě a ve Slezsku (Černohous et Husák 1986, 1992). Významné jsou zejména: *Calla palustris*, *Ceratophyllum submersum*, *Groenlandia densa*, *Hippuris*

vulgaris, *Lathyrus palustris*, *Liparis loeselii*, *Lycopodiella inundata*, *Menyanthes trifoliata*, *Najas minor*, *Nymphaea alba*, *Potamogeton praelongus*, *Utricularia vulgaris*.

Rybníky jižních Čech

Obě pánve, Třeboňská a Českobudějovická jsou nejbohatším rybničním územím v České republice (mimo další drobné soustavy rybníků vně těchto pánví). Obě pánve, zejména výše položená Třeboňská pánev, hostí v nádržích a na jejich okrajích vegetaci rašelinišť a slatinišť, a rovněž vzácné druhy obnažených den (Neuhäusl 1966, Dykyjová et Květ 1978, Hejný 1990, Prach et al. 1987, Hroudová 1988). Významné jsou: *Alisma gramineum*, *Carex chordorrhiza*, *C. dioica*, *C. lasiocarpa*, *C. limosa*, *Ceratophyllum submersum*, *Chara braunii*, *Coleanthus subtilis* (asi na 70 rybnících), *Crassula aquatica*, *Dichostylis micheliana*, *Drosera anglica*, *D. intermedia*, *Dryopteris cristata*, *Gnaphalium luteoalbum*, *Illecebrum verticillatum*, *Juncus capitatus*, *Lathyrus palustris*, *Ledum palustre*, *Ligularia sibirica*, *Lindernia procumbens*, *Liparis loeselii*, *Littorella uniflora*, *Luronium natans* (rep.), *Lycopodiella inundata*, *Nitella batrachosperma*, *Nuphar pumila*, *Nymphaea candida*, *Nymphoides peltata*, *Potamogeton acutifolius*, *P. obtusifolius*, *Ranunculus lingua*, *Rhynchospora alba*, *Sparganium natans*, *Spergularia echinosperma*, *Stratiotes aloides* (intr.), *Trapa natans*, *Typha minima* (rep.), *Utricularia intermedia*, *U. minor*, *U. ochroleuca*.

Rybníky Českomoravské vysočiny

V tomto pohoří (v průměru 600-900 m n.m.) vznikl v minulosti značný počet rybníků. Některé jsou zařazeny v Chráněné krajinné oblasti Žďárské vrchy. Většinou jsou na kyselých substrátech a často jsou obklopeny rašeliništi a rašelinnými loukami (Hudec et al. 1995, Ekrť et al. 2009). K významným makrofytům náleží: *Callitriche hermaphroditica*, *Carex chordorrhiza*, *C. dioica*, *Coleanthus subtilis*, *Littorella uniflora*, *Nuphar pumila*, *Pilularia globulifera*.

Rybníky střední a severní Moravy a Slezska

Rybníky byly založeny na výživných, převážně alkalických substrátech, často v aluviu toků, např. v Chráněné krajinné oblasti Poodří (Hudec et al. 1995). Významné jsou: *Aldrovanda vesiculosa*, *Alisma gramineum*, *Ceratophyllum submersum*, *Elatine alsinistrum*, *Najas marina*, *N. minor*, *Nymphaea alba*, *Nymphoides peltata*, *Potamogeton acutifolius*, *P. gramineus*, *Ranunculus baudotii*, *R. rionii*, *Salvinia natans*, *Trapa natans*.

Rybníky jižní a východní Moravy

Rybníky leží převážně v nížinách (170-380 m n.m.), na alkalických až slaných půdách (Lednické rybníky), s četnými teplomilnými a halofilními rostlinami (Květ 1973, Dykyjová et Květ 1978, Sychra et al. 2008). Z významnějších uvádíme: *Alisma gramineum*, *Beckmannia eruciformis*, *Bupleurum tenuissimum*, *Cardamine parviflora*, *Carex secalina*, *Centaureum pulchellum*, *Ceratophyllum submersum*, *Chenopodium chenopodioides*, *Crypsis aculeata*, *Dichostylis micheliana*, *Glaux maritima*, *Heleochoa schoenoides*, *Hippuris vulgaris*, *Juncus gerardii*, *Lythrum hyssopifolia*, *Melilotus dentatus*, *Nymphaea alba*, *Nymphoides peltata*, *Orchis palustris*, *Pulicaria dysenterica*, *Ranunculus baudotii*, *R. rionii*, *Rumex stenophyllus*, *Samolus valerandi*, *Schoenoplectus tabernaemontani*, *Sonchus palustris*, *Spergularia salina*, *Triglochin maritimum*, *Utricularia vulgaris*, *Veronica anagalloides*, *V. catenata*.

Poděkování

Tento výzkum (který pokračuje dále) byl v letech 2002-2005 podpořen grantem VaV/640/8/00 Ministerstva životního prostředí ČR. Autoři děkují za spolupráci mnoha

kolegům z Botanického ústavu AV ČR a Správ CHKO ČR, případně z Agentury ochrany přírody ČR, zvláště pak L. Adamcovi, H. Čížkové, L. Pecharovi a J. Pokornému.

JAKÉ FAKTORY OVLIVŇUJÍ ÚSPĚŠNOST INVAZE SLÁVIČKY MNOHOTVÁRNÉ (DREISSENA POLYMORPHA) V POVODÍ MORAVY?

Hýblová, A., Tošenovský, E., Uvírová, I., Vlácilová, A. a Uvíra, V.

Slávička mnohotvárná je jedním z nejvýznamnějších invazivních druhů vodních bezobratlých na světě. Nekontrolovatelně se šíří ve vodách Evropy, Asie i Severní Ameriky. V průběhu posledního desetiletí pozorujeme její rozsáhlou invazi také v malých vodních nádržích v povodí řeky Moravy.

Přítomnost slávičky na dané lokalitě, možnost jejího přežívání a rozmnožování závisí na mnoha faktorech prostředí (např. na teplotě vody, koncentraci kyslíku, rychlosti proudění vody, hloubce vody, trofických podmínkách, charakteru substrátu dna a mnoha dalších). Slávičky však mohou naopak, v případě masového výskytu, řadu parametrů stanoviště významně měnit. V optimálních podmínkách mohou abundance sláviček dosahovat extrémních hodnot v řádech desetitisíc až statisíc jedinců/m². V případě úspěšného etablování tohoto druhu na lokalitě dochází k zásadním změnám ve struktuře všech původních společenstev. Obzvláště vážným problémem je přímé ohrožení populací velkých mlžů čeledi Unionidae. Masový výskyt slávičky způsobuje také nemalé problémy při využívání vodních nádrží pro vodárenskou a rekreační činnost.

Tento invazivní mlž se v průběhu posledního desetiletí intenzivně šíří i v četných malých vodních nádržích v záplavovém území řek v povodí Moravy i mimo něj (pískovny, lomy, přehradní nádrže). Velké riziko rozšíření slávičky sebou nesou povodně, při nichž dochází k propojení těchto nádrží s hlavními toky řek Moravy a Bečvy. Mnoho z nich je také využíváno pro těžební a rekreační činnost (rybaření, koupání či potápění), které mohou být další příčinou zavlečení druhu na nové lokality.

Cílem našeho výzkumu bylo zmapování výskytu slávičky v malých vodních nádržích v povodí Moravy a Bečvy. Vytipovalo se celkem 44 lokalit, z nichž na 15 byla s využitím potápěčské techniky zjištěna přítomnost slávičky. V případě pozitivního nálezu byly odebrány vzorky ke stanovení velikostní struktury populace. Vysoký podíl juvenilních jedinců (<10 mm), naznačující dobrou rozmnožovací schopnost populace, byl zaznamenán především na disturbovaných lokalitách (pískovny s aktuální těžbou). Na všech studovaných lokalitách byly sledovány fyzikálně-chemické parametry prostředí (pH, konduktivita), množství živin (NH₄⁺, NO₃⁻ a PO₄³⁻), potravní nabídka (Chl a TOC) a obsah kovů (Ca²⁺ a Mg²⁺). V prezentovaném posteru uvádíme výsledky monitoringu výskytu slávičky, diskutujeme roli povodní jako vektoru šíření tohoto druhu a hodnotíme vliv vybraných environmentálních faktorů na úspěšnost přežívání jednotlivých populací v malých stojatých vodách v povodí Moravy. V rámci naší prezentace předkládáme také informace o možnostech zapojení do monitoringu výskytu slávičky na území celé ČR.

VPLYV VYUŽITIA KRAJINY NA SPOLOČENSTVÁ MUŠKOVITÝCH (DIPTERA, SIMULIIDAE) V PODHORSKÝCH ÚSEKOC H TOKOV VEĽKEJ FATRY

Illéšová, D.¹, Beracko, P.², Krno, I.² a Halgoš, J.²

¹ *Ústav zoológie Slovenskej Akadémie vied, Dúbravská cesta 9, 845 06 Bratislava, Slovensko
e-mail: Daniela.Illesova@savba.sk*

² *Katedra ekológie, Univerzita Komenského, Prírodovedecká fakulta, Mlynská dolina B2, SK-
84215 Bratislava, Slovensko, e-mail: beracko@fns.uniba.sk*

Úvod

Vodné toky zabezpečujú životne dôležité funkcie v komunikácii s okolitou krajinou. Je preto nanajvýš dôležité porozumieť tomu, ako rôzne typy využitia krajiny spätne ovplyvňujú funkcie tokov a ich fyzikálne, chemické a biologické charakteristiky (ALLAN, 2004). Tento jav má za následok prestavbu v pôvodných štruktúrach spoločenstiev hydrobiontov, ako aj zmeny v distribúcii ich druhov. Spoločenstvá muškovitých sú významnými reprezentantmi tečúcich vôd a zmeny ich zloženia indikujú longitudinálnu zonáciu ako aj eutrofizáciu (HALGOŠ ET AL. 2001, ILLÉŠOVÁ ET AL. 2008).

Cieľom našej práce bolo definovať rôzne environmentálne vplyvy jako dôsledok využitia krajiny na distribúciu druhov muškovitých v podhorskom úseku vápencových tokov Veľkej Fatry.

Materiál a metódy

Štruktúru a kvantitatívne parametre spoločenstiev muškovitých sme jako súčasť makrozoobentosu skúmali v podhorských úsekoch tokov Ľubochnianky a Revúcej. Ľubochnianka a Revúca odvodňujú dve paralelne ležiace doliny oddelené od seba hlavným hrebeňom pohoria Veľkej Fatry. Geologická a hydrobiologická stavba oboch povodí je z historického uhla pohľadu identická. Avšak rôzne využitie okolitej krajiny spôsobilo, že povodie Ľubochnianky ostalo takmer nenarušené, kým povodie Revúcej bolo vystavené silnej antropickej záťaži. Kvantitatívne sezónne vzorky makrozoobentosu, ktorého súčasťou sú muškovité, boli odoberané počas rokov 2007 a 2008 v dvoch profiloch toku Ľubochnianky (L1, L2) a dvoch profiloch Revúcej (R1, R2). V študovaných metaritálových úsekoch (od 480 do 650 m.n.m) sú Ľubochnianka a Revúca tokmi 5 rádu. Vzorky makrozoobentosu boli odoberané podľa metodiky STAR (FURSE 2006). Okrem toho sme získali kvalitatívny materiál preimaginálnych štádií muškovitých z pramennej, podpramennej a epiritrálovej oblasti toku Ľubochnianky. Bližšiu hydrobiologickú charakteristiku povodí viď v príspevku autorov Beracko a kol. (Zborník 15. konf. ČLS a SLS, Třeboň, 2009) Počty jedincov zistených druhov muškovitých sme prepočítali na 1 m² so zachovaním pomerného zastúpenia mikrohabitátov v skúmaných profiloch Ľubochnianky a Revúcej. Upravené kvantitatívne druhové data a fyzikálne-chemické parametre vody sme analyzovali pomocou CCA mnohorozmernej štatistiky (TER BRAAK 1986).

Výsledky a diskusia

Celkovo sme v povodí Ľubochnianky zistili 11 a v povodí Revúcej 10 druhov muškovitých. (Tab. 1). Druh *Simulium vernalis* sme potvrdili len v kvalitatívnych odberoch, čo súvisí s jeho nárokmi na habitat. Ako substrát využíva pobrežnú vegetáciu, ktorá z brehov zasahuje do vody. *S. brevidens* má ťažisko výskytu skôr v epiritráli Ľubochnianky. Jeho výskyt na L2 v marci pripisujeme skôr driftu ako stabilnému výskytu. Ťažisko podhorského komplexu spoločenstiev muškovitých oboch tokov tvoria 3 druhy, a to *P. rufipes*, *S. variegatum*, *S. argyreatum*. Dopĺňajú ho *S. monticola*, ktorý v marci silne driftuje do nižších častí toku a *S. ornatum*. Pozornosť si zaslúžia aj druhy *S. argenteostriatum* a *S. reptans*. Uprednostňujú väčšie toky. Len druh *Prosimulium rufipes* sme potvrdili na všetkých skúmaných lokalitách. Oproti tomu *P. hirtipes* sa vyskytol len na L2 a *S. carthusiense* len v toku Revúcej. Oba môžeme považovať za zriedkavé druhy. Druhové spektrum oboch tokov dopĺňa *S. cryophilum*, ktorého populácie sú tiež málopočetné.

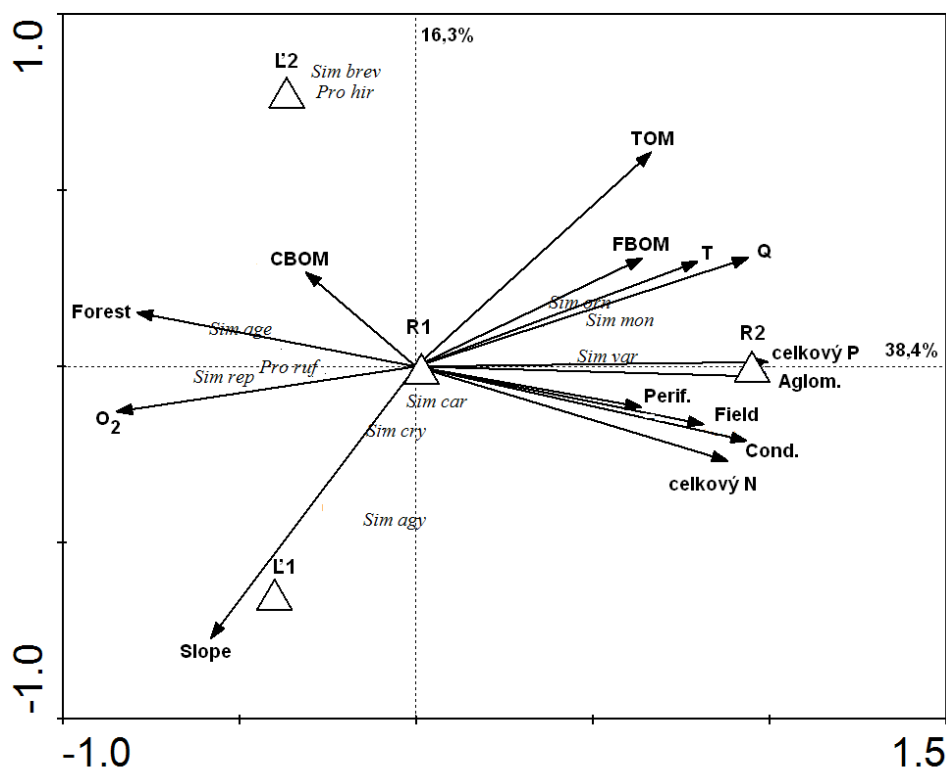
Tab.1 Druhové zloženie spoločenstiev muškovitých v skúmaných profiloch Ľubochnianky a Revúcej. (+) – kvalitatívne zbery, (*) – kvantitatívne zbery, ĽA – prameň, ĽB – pod prameňom, ĽC - 800 m n. m., ĽD - 700 m n.m., L1 – Ľubochnianka 1, L2 – Ľubochnianka 2, R1 – Revúca 1, R2 – Revúca 2,

Druh / Lokalita	ĽA	ĽB	ĽC	ĽD	L 1	L 2	R 1	R 2
<i>P. hirtipes</i> (Fries, 1824)						*		
<i>P. rufipes</i> (Meigen, 1830)	+	+	+	+	*	*	*	*
<i>S. brevidens</i> (Rubtsov, 1956)			+	+	+	*		
<i>S. carthusiense</i> (Grenier et Dorier, 1959)							*	+
<i>S. cryophilum</i> (Rubtsov, 1959)		+			*	+	*	
<i>S. vernalis</i> (Macquart, 1838)	+			+	+			+
<i>S. argyreatum</i> Meigen, 1838			+	+	*	*	*	*
<i>S. argenteostriatum</i> Strobl, 1898					*	*	+	+
<i>S. monticola</i> Fiederichs, 1920			+	+	*	*	*	*
<i>S. ornatum</i> Meigen, 1818					*	*	*	*
<i>S. reptans</i> (Linnaeus, 1758)					*	*	*	+
<i>S. variegatum</i> Meigen, 1818			+	+	*	*	*	*

Z obr. 1 CCA analýza je zrejme, že prvé dve osi vysvetľujú 54,7 % variability dát. Použili sme 14 environmentálnych premenných vo vzťahu ku kvantitatívnym sezónnym vzorkám muškovitých (11 druhov) (obr.1).

Prvá os silne koreluje s celkovým fosforom a podielom aglomerácií v povodí. S druhou osou najviac koreluje sklon toku. Otvorená krajina je asociovaná so zvýšenou teplotou toku, nárastami, podielom polí a ľudských sídiel. Tento fakt následne ovplyvňuje vzrast hodnôt konduktivity, dusíka a fosforu. Čo sa týka postavenia jednotlivých druhov muškovitých k antropickým vplyvom sú najtolerantnejšie *S. variegatum* a *S. ornatum* na R2. Umiestnenie druhu *S. monticola* v tomto kvadrante je spôsobené už horezmieneným driftom koncom zimy a skoro na jar. Tento druh je skôr viazaný na vyššie úseky tokov, kde aj voda je relatívne

čistejšia. Druh *S. carthusiense* je viazaný na R1, druh *S. cryophilum* spája lokality L1 a R1. Ďalej sa k L1 viaže *S. argyreatum*, kde bol najpočetnejšie zastúpený vo všetkých sezónach. Na L2 sú viazané druhy *P. hirtipes* a *S. brevidens*. V toku Ľubochnianky sú trvale zaznamenané významne vyššie hodnoty obsahu kyslíku čo okrem iného vplýva signifikantne na vyššiu abundancia druhov *P. rufipes*, *S. reptans* a *S. argenteostriatum*. Sú citlivé aj na znečistenie a ich početnosť sa zvyšuje so znižujúcou sa eutrofizáciou. Zonalita odberových profilov sa odrazila v abundancii muškovitých. Pri porovnaní spoločenstiev muškovitých vyskytujúcich sa v toku Ľupčianka (KRNO, 1982) a nami sledovaných tokov sme nepotvrдили v metaritrálovej časti toku druhy *S. aureum*, *S. trifasciatum* a *S. tuberosum*.



Obr.1 CCA analýza založená na environmentálnych premenných a druhovom zložení spoločenstva muškovitých na štyroch skúmaných profiloch Ľubochnianky a Revúcej.

Pod'akovanie

Projekt bol podporený Vedeckou grantovou agentúrou VEGA, projekt č. 1/4353/07.

Litaratúra

ALLAN, J.D. (2004): Landscape and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. Annual review of Ecology and systematics.

FURSE, M. et al. (2006): The Star project. Content, objectives and approaches. Hydrobiologia, 566: 3-29

HALGOŠ, J., ILLÉŠOVÁ, D. & I. KRNO (2001): The effect of some ecological factors on longitudinal patterns of blackfly community structure (Diptera, Simuliidae) in foothill stream. *Biologia, Bratislava* 56: 513-523.

ILLÉŠOVÁ, D., HALGOŠ, J. & I. KRNO (2008): Blackfly assemblages (Diptera, Simuliidae) of the Carpathian river: habitat characteristics, longitudinal zonation and eutrophication. *Hydrobiologia* 598:163-174

KRNO, I. (1982): Štruktúra a dynamika makrozoobentosu rieky Ľupčianky a jej prítokov (Nízke Tatry). *Biologické práce* 28, 2: 1-126.

TER BRAAK, C.J.F. (1986): Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67: 1167–1187.

BIOMASA ZOOPLANKTÓNU MALÝCH VODNÝCH NÁDRŽÍ

Illyová, M.

Ústav zoológie SAV, Dúbravská cesta 9, 845 06 Bratislava, marta.illyova@savba.sk

Úvod

Slovensko je krajina s limitovaným počtom prirodzených jazier, avšak veľkým počtom umelo vytvorených vodných nádrží, vybudovaných na vodných tokoch. Ich pôvodná funkcia je hospodárska, spoločenská a estetická. Okrem toho, využitím efektu samočistenia vôd (Ertl 1960), prispievajú nádrže aj k ochrane prírody. Z ekologického hľadiska predstavujú vodné nádrže významný stabilizačný prvok v krajine (Fulín et al., 1995).

Vodná nádrž a jej bezprostredné okolie je zložitý „organizmus“, fungovanie ktorého závisí od fungovania trofických vzťahov v celom ekosystéme. Pre optimálny manažment nádrží z hľadiska ochrany biodiverzity a trvalo udržateľného rozvoja je dôležité poznať čo najlepšie tieto trofické vzťahy, ako aj faktory, ktoré vstupujú do procesu fungovania ekosystému.

Cieľom toho príspevku je porovnať, ako sa bude navzájom líšiť zooplanktón nádrží vyskytujúcich sa v celkovo odlišnom prostredí čo sa týka využitia ich okolitej krajiny a dotovaných vodou prítokmi s rôznym antropickým zaťažením.

Materiál a metodika

Ide zatiaľ o prvé výsledky, spracované na základe dvoch jesenných odberov. Na výskum sme vybrali celkovo šesť vodných nádrží, navzájom sa líšiacich vo veľkosti (od 10 ha do 35 ha), v miere antropogénnych vplyvov a v iných významných charakteristikách. Nádrže sa nachádzajú na oboch stranách Malých Karpát, v Podunajskej a Záhorskej nížine.

Podunajské nádrže: VN Doľany, Suchá nad Parnou a Dolné Dubové.

Nachádzajú sa v Podunajskej nížine, uprostred poľnohospodárskej krajiny, na rovine a ich odtoky ústia do Váhu. Ich prítoky pretekajú poľnohospodárskou krajinou, sú kontaminované splachmi z poľí, z poľnohospodárskej výroby. Nádrže sú lovné rybárske revíry, Suchú/P. využívajú aj na rekreáciu.

Dusičnany a fosforečnany v prítokoch podunajských nádrží v októbri 2008.

Podunajské nádrže		Doľany	Suchá/P.	D. Dubové
N-NO ₃	mg.l ⁻¹	2,57	2,34	8,95
P-PO ₄	mg.l ⁻¹	0,16	0,02	0,25

Karpatské nádrže: VN Kuchyňa, Lozorno a Vývrať.

Nachádzajú sa v Záhorskej nížine na západnej strane Malých Karpát, vo väčšej nadmorskej výške a ich odtoky ústia do rieky Moravy. Sú napájané z potokov pritekajúcich z oblasti CHKO Malé Karpaty a kvalita ich vody nie je priamo ovplyvnená antropogénnymi vplyvmi.

Nádrže Kuchyňa a Lozorno, okrem toho, že sú lovné rybárske revíry a slúžia aj na rekreačné účely. Na VN Doľany, Kuchyňa a Lozorno sa vzťahuje Ramsarská konvencia o ochrane mokradí (Klementová, Juráková 2003).

Dusičnany a fosforečnany v prítokoch karpatských nádrží v októbri 2008.

Karpatské nádrže		Kuchyňa	Lozorno	Vývrat'
N-NO ₃	mg.l ⁻¹	1,84	1,37	0,74
P-PO ₄	mg.l ⁻¹	0,04	0,03	0,06

Vzorky zooplanktónu sme odoberali v začiatkom októbra a v novembri 2008. Fyzikálno-chemické parametre - teplota vody, rozpustený kyslík, pH a konduktivitu – sme stanovili *in situ*. Celkový dusík (TN), amoniakálny dusík (NH₄⁺), dusičnanový dusík (NO₃⁻), celkový fosfor (TP), fosforečnanový fosfor (PO₄³⁻) a BSK boli vyhodnotené podľa STN. Koncentrácia chlorofylu_a (µg.l⁻¹) bola vyhodnotená štandardnou metódou (ISO 10260:1992).

Výsledky

1. Fyzikálne a chemické vlastnosti vody a biomasa fytoplanktónu

Pokiaľ ide o chemické pomery v sledovaných nádržiach, pozorované sú značné rozdiely v množstve celkového dusíka, ktorého hodnoty boli najvyššie v dvoch podunajských nádržiach (Doľany a D. Dubové). V nádrži Suchá/P. sa jeho hodnoty podobali hodnotám TN v Kuchyni. Hodnoty fosforečnanového fosforu aj TP sú jednoznačne vyššie vo všetkých nádržiach Podunajskej nížiny. Hodnoty celkového fosforu v októbri kopírujú hodnoty chlorofylu-a vo všetkých nádržiach (Obr. 1).

Tab.1 Fyzikálne a chemické faktory, október 2008

		Podunajské VN			Karpatské VN		
		Doľany	Suchá/P.	D. Dubové	Kuchyňa	Lozorno	Vývrat'
Teplota vody	°C						
BSK ₅	mg.l ⁻¹	10	6,1	6,1	2,7	2,20	3,6
N-NH ₄	mg.l ⁻¹	0,09	0,08	0,26	0,16	0,13	0,02
N-NO ₃	mg.l ⁻¹	< 0,23	< 0,23	0,63	0,93	0,35	< 0,23
TN	mg.l ⁻¹	2,67	1,32	2,28	1,59	0,78	0,85
P-PO ₄	mg.l ⁻¹	0,01	0,04	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
TP	mg.l ⁻¹	0,25	0,17	0,11	0,05	0,04	0,06
konduktivita	mg.l ⁻¹	386	490	743	430	399	494

Zooplanktón

Podunajské nádrže

Zistených bolo 23 druhov Rotatoria, 25 druhov Cladocera a 6 druhov Copepoda.

Z Rotatoria prevládali druhy rodu *Keratella*. Z perloočiek v kvantite dominovala *Bosmina longirostris* (97% z biomasy perloočiek). Hodnoty biomasy zooplanktónu v pelagiále ovplyvnili aj druhy *Daphnia cucullata*, *Diaphanosoma mongolianum*, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Chydorus sphaericu* a *Pleuroxus denticulatus*. Z veslonôžok dominoval druh *Thermocyclops oithonoides* (82%), maximálna biomasa dospelých štádií Copepoda v planktóne bola $0,6 \text{ g.m}^{-3}$.

Biomasa zooplanktónu bola najvyššia v nádrži Dolné Dubové v novembri (Obr. 2), v čase hromadného rozvoja druhu *B. longirostris*, ktorý dosahoval biomasu ($64,16 \text{ g.m}^{-3}$). V ďalších dvoch nádržiach ovplyvnili hodnotu biomasy najmä vírniky (Obr. 2).

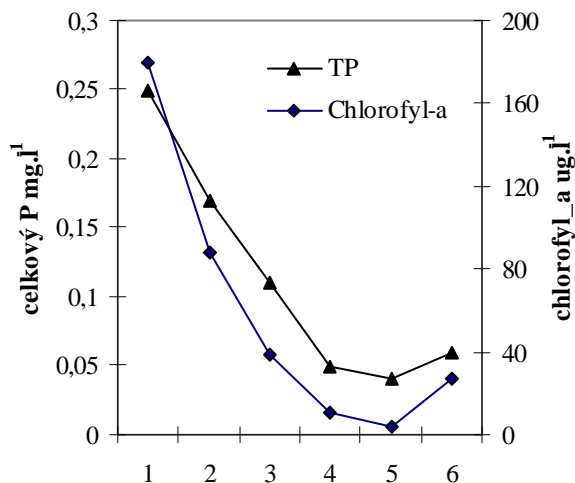
Karpatské nádrže

Zistili sme 14 druhov Rotatoria, 34 druhov Cladocera a 11 druhov Copepoda.

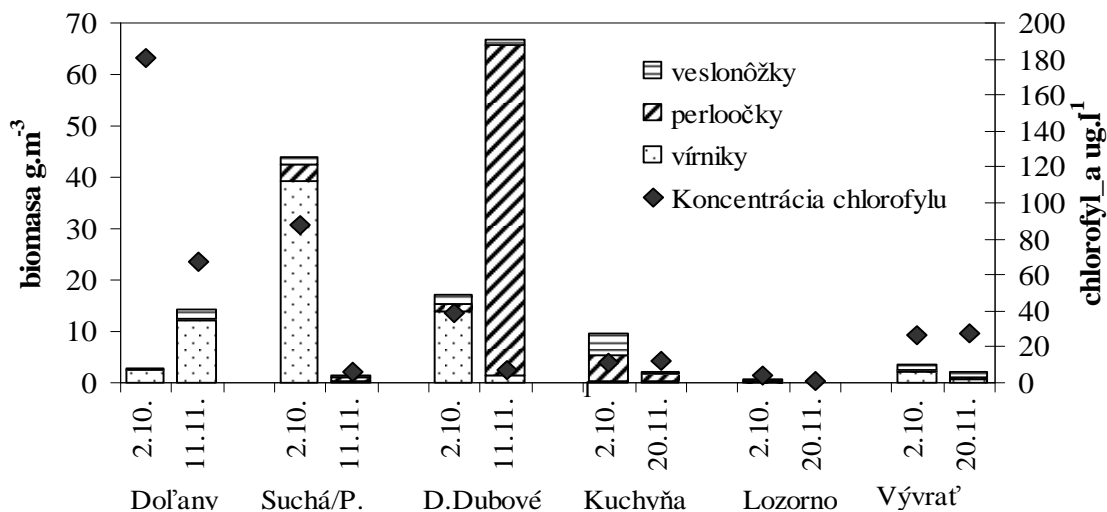
Z Rotatoria prevládali len druhy rodu *Keratella* a *Kelicottia longispina*. Biomasu perloočiek vo všetkých nádržiach reprezentovali hlavne v októbri druhy *Bosmina (E.) coregoni* ($3,42 \text{ g.m}^{-3}$) a *Daphnia cucullata* ($1,66 \text{ g.m}^{-3}$). S nízkymi hodnotami biomasy sa vyskytovali aj druhy *Diaphanosoma brachyurum*, *D. mongolianum* a *Ch. sphaericus*. Z veslonôžok hodnoty biomasy najviac ovplyvnili druhy *Eudiaphthomus gracilis*, *Cyclops vicinus* a *Th. oithonoides*, maximálna biomasa dospelých štádií Copepoda v planktóne bola $0,86 \text{ g.m}^{-3}$.

V karpatských nádržiach sme počas dvoch odberov zistili vysokú biodiverzitu zooplanktónu a tento počet je porovnateľný napríklad s celosezónnymi odbermi s Hrhovskými (Timková, Hudec, 1997) a Iňačovskými rybníkmi (Hudec, 1992). Oproti podunajským nádržiam sa tu vyskytovalo viac fytofilných druhov, čo súvisí najmä s výskytom litorálnej makrovegetácie. Najväčšiu frekvenciu výskytu mali druhy rodu *Keratella*, *Alona rectangula*, *Daphnia cucullata* a *Thermocyclops oithonoides*. Ostatné druhy sa vyskytovali len zriedkavo. V oboch nádržiach početne dominovali bosminy, ale rôzne druhy. Kým v podunajských nádržiach prevládal druh *Bosmina longirostris*, tak v karpatských bol zastúpený druh *B. (E.) coregoni*. Značné rozdiely v oboch skupinách nádrží sme zistili najmä v biomase zooplanktónu (Obr. 2). Na niekoľkonásobne vyššej biomase podunajských nádrží sa podieľali najmä hromadne rozmnožené vírniky a v nádrži Dolné Dubové aj perloočky.

Príspevok vznikol v rámci riešenia projektu „Multidisciplinárne vyhodnotenie funkcie a významu umelých vodných nádrží a ich ekologický manažment“, vďaka podpore grantu SAV-FM-EHP-2008-03-04 a VEGA 1/4353/07.



Obr.1 Hodnoty TP a chlorofylu_a v nádržkách v októbri 2008 (1-Doľany, 2-Suchá/P., 3-D.Dubové, 4-Kuchyňa, 5-Lozorno, 6-Vývrat').



Obr. 2 Biomasa zooplanktónu (vírniky, perloočky a veslonôžky) a koncentrácie chlorofylu *a* vo VN Doľany (1), Suchá nad Parnou (2), Dolné Dubové (3) a VN Kuchyňa (4), Lozorno (5) a Vývrat' (6).

Ertl, M. 1960. K poznaniu vplyvu výmeny vody na biocenózu a chemizmus prietokových nádrží. Biologické práce, Edícia sekcie biol. a lek. Vied SAV VI(1), SAV Bratislava, 84pp.

Fulín M., I. Hudec, E. Sitášová, V. Slobodník, P. Sabo et all., 1995: Environmentálno-ekonomické vyhodnotenie funkcií a hospodárenia v rybníkoch na Slovensku. Nadácia IUCN Slovensko: 72 pp

Hudec, I., 1992. K poznaniu rozvoja rybníkov v Iňačovciach. Zbor. Východoslov. Múz., Košice, príř. Vedy, 32-33: 141-153.

Timková, J., Hudec, I. 1997. Zooplanktón Hrhovských rybníkov. Natura Carpatica, 38: 53-62.
Klementová, E., Juráková M. 2003. Wetlands in the Flood Control System. Život. Prostr., Vol. 37, No. 4.

ALGICIDNÍ ÚČINKY EXTRAKTŮ ROSTLIN ČELEDI *PAPAVERACEAE*

Jančula, D., Gregorová, J. a Maršálek, B.

Aplikace chemických látek pro potlačení masového rozvoje sinic skýtá mnoho rizik, mezi které patří především toxicita vůči necílovým organismům a kumulace v životním prostředí. Také proto se dnes některá odvětví vývoje algicidních přípravků soustředí na poznání inhibičních vlastností přírodních látek, které by v budoucnu alespoň částečně nahradily dnes rutinně používané chemikálie. Náš příspěvek hodnotí inhibiční vlastnosti extraktů a izolovaných alkaloidů na zástupce některých druhů cyanobakterií a zelených řas.

ENVIRONMENTÁLNÍ PROFILY JEPIC (EPHEMEROPTERA) ČESKÉ REPUBLIKY

*Janovská, H.¹, Kubošová, K.², Soldán, T.³, Zahrádková, S.⁴, Jarkovský, J.², Bartušek, P.²,
Opatřilová, L.¹*

¹ *Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, v.v.i., pob. Brno, Mojžírovo nám. 16,
612 00 Brno, Česká republika, e-mail: hana_janovska@vuv.cz, libuse_opatrilova@vuv.cz*

² *Výzkumné centrum pro chemii životního prostředí a ekotoxikologii (RECETOX) Kotlářská 2,
611 37 Brno, Česká republika, e-mail: kubosova@iba.muni.cz, jarkovsky@iba.muni.cz,
bartusek@iba.muni.cz*

³ *Biologické centrum, Entomologický ústav Akademie věd České republiky, Branišovská 31,
370 05 České Budějovice, Česká republika, e-mail: soldan@entu.cas.cz*

⁴ *Ústav botaniky a zoologie, Přírodovědecká fakulta, Masarykova univerzita, Kotlářská 2,
611 37 Brno, Česká republika, e-mail: zahr@sci.muni.cz*

V posledních letech jsou inovovány seznamy druhů makrozoobentosu, jejich biologických charakteristik a jejich nároků na prostředí (tzv. "species traits") pro potřeby metod hodnocení ekologického stavu povrchových vod vyvíjených v souvislosti s implementací Rámcové směrnice o vodách 2000/60/ES. Ve většině případů jde o kompilaci informací z různorodých literárních pramenů, popřípadě často i o exploataci osobních zkušeností a názorů expertů na jednotlivé taxonomické skupiny. Ačkoliv je tento postup legitimní už vzhledem k tomu, že je často jediný možný, nemůže pravděpodobně nahradit exaktní analýzy reálných souborů dat. Navíc, ekologické nároky druhů mohou být v různých oblastech, vzhledem k variabilitě a kombinaci různých proměnných prostředí, odlišné. Narůstající potřeba objektivizace těchto informací a existence rozsáhlých datových souborů vyústila ve zpracování studie, ve které jsou srovnávány informace o environmentálních profilech vybraných druhů jepic z dostupných literárních údajů z ČR i jiných oblastí Evropy s výsledky statistických analýz datového souboru, skládajícího se jednak z dat státního monitoringu povrchových vod (databáze ARROW), jednak z výsledků dlouhodobého výzkumu rozšíření tohoto řádu v ČR (databáze Entomologického ústavu AV ČR, České Budějovice a Ústavu botaniky a zoologie, Masarykovy univerzity v Brně). Pro hodnocení vazby jednotlivých druhů k proměnným prostředí byly použity parametrické i neparametrické metody v závislosti na rozložení proměnných. Jedná se především o GLM, GAM a Rozhodovací stromy. Tyto metody umožňují rovněž srovnání autekologických nároků jednotlivých druhů.

Výzkum byl podporován projekty SP/2e7/50/08, MZP0002071101, MSM 0021622416 a QS500070505.

METASPOLEČENSTVA ZOOPLANKTONU TŮNÍ NA KOKOŘÍNSKU

Juračka, P.J., Hotový, J. a Petrusek, A.

*Katedra ekologie Přírodovědecké fakulty UK v Praze,
juračka@natur.cuni.cz, petrusek@cesnet.cz*

Během posledních let se začalo značně rozvíjet studium ekologie zooplanktonu drobných vodních ploch, donedávna relativně opomíjených ve srovnání s jezerním prostředím (Oertli et al., 2004). Souvisí to jednak se zvýšeným zájmem orgánů ochrany přírody o tyto habitaty (Anonymous, 2007) a dále s tím, že představují zajímavý model pro ekologické a evoluční studie (De Meester et al., 2005). Na dočasné i trvalé tůně a malé rybníčky začíná být postupně nahlíženo např. pomocí metod ostrovní biogeografie (March & Bass, 1995) nebo metapopulační biologie (Cottenie, 2005). Malé vodní plochy mohou totiž mít v terestrickém prostředí obdobnou úlohu jako ostrovy země uprostřed vody (Figuerola & Green, 2002) a společenstva jednotlivých ne zcela izolovaných habitatů mohou mezi sebou komunikovat a tvořit tak větší celky, tzv. „metaspolečenstva“ (*metacommunities*, Leibold et al., 2004).

Drobné relativně izolované habitaty mohou mít nezastupitelnou roli pro udržování vysoké regionální druhové biodiverzity, zejména díky značné β -diverzitě (Oertli et al., 2002) a díky v současnosti již vzácným druhům, které se vyskytují často v drobných lokalitách, jakými jsou právě tůně (Zedler, 2003). Mnoho bezobratlých živočichů zde může žít díky absenci predátorů typických pro větší trvalé vodní plochy, zejména ryb (Wellborn et al., 1996), které mívají na strukturu zooplanktonu i bentosu klíčový vliv.

V posledních více než deseti letech bylo po celé ploše CHKO Kokořínsko vytvořeno přes sto nových nebo nově obnovených tůní. Hlavním důvodem pro tuto aktivitu je udržování druhového bohatství a podpora vzácných druhů vodních rostlin, měkkýšů a obojživelníků. Hloubení nových tůní zde začalo v roce 1996 a trvá dodnes. Za účelem studia sukcese a složení společenstev převážně bezobratlých živočichů (zooplankton, měkkýši, několik skupin hmyzu, kroužkovci a další) zde vznikl pětiletý projekt na dlouhodobé sledování vybraných 42 tůní. My zde přinášíme předběžné výsledky z dat o zooplanktonních koryšících z prvních dvou let sledování (2005 a 2006).

Druhová diverzita.

Jednotlivé tůně se v počtech zaznamenaných druhů velmi liší. Celkově se počet druhů odvíjí převážně od velikosti tůní, zejména od jejich plochy. Mezi hlavní příčiny výrazně vyšší druhové diverzity ve velkých tůních patří pravděpodobně jak vyšší šance kolonizace zooplanktonu, tak nižší pravděpodobnost lokálních extinkcí (MacArthur & Wilson, 1967; March & Bass, 1995). Mezi další důležité podmínky prostředí mající vliv na druhovou diverzitu zooplanktonu patří pokryvnost makrofyty (vyšší heterogenita prostředí a ochrana před predací) a stáří tůně. Tyto tři proměnné vysvětlují přes 50 % variability dat.

Druhové složení společenstev.

Statisticky významný vliv na druhové složení zooplanktonních společenstev jsme zaznamenali pouze u velikosti tůní a jejich předešlé historii (tj. zda-li se jedna o zcela nově vytvořenou nebo obnovenou tůň). Tůně obnovené na místech, kde již v minulosti vodní plocha byla, mohly být ovlivněny přítomností diapauzujících stádií v prostředí. Zajímavé je, že historie lokality nemá zásadní vliv na početnost zaznamenaných druhů.

Metaspolečenstva a disperze.

V době začátku projektu jsme se domnívali, že se bude jednat o ekologický model prostorově dobře izolovaných tůní (hluboké rokly) se značně omezenými možnostmi šíření planktonních organismů (celkově méně vodního ptactva v oblasti v důsledku nízkého počtu velkých vodních ploch v této oblasti). Realita je však zjevně opačná. Již během prvního roku existence tůní je zde možné nalézt druhově bohatá společenstva, což odpovídá studiím na nově vytvořených habitatech v odlišném typu krajiny (Louette & De Meester, 2004; Louette & De Meester, 2005).

Podobnost druhového složení různých tůní je navíc takřka zcela nezávislá na vzdálenosti mezi tůněmi. Samotná geografická poloha jednotlivých habitatů vysvětluje minimum variability, byť její čistý vliv na složení společenstev je statisticky průkazný. Vliv podmínek prostředí je však výrazně průkaznější. Tento stav se v kontextu metapopulační biologie popisuje paradigmatem „species sorting“, které tvrdí, že druhové složení se odvíjí zejména od podmínek prostředí a není příliš omezeno možnostmi disperze (Leibold et al., 2004). V rámci zooplanktonu se patrně jedná o běžný model (Cottenie, 2005).

Existuje několik známých vektorů zooplanktonu, které je možné považovat za potenciálně relevantní i pro tuto studii. Jedná se především o:

- a) vodní ptáky (Green et al., 2002). V rámci studovaného území jsou běžné divoké kachny, pro které je typické časté přelétávání mezi různými vodními plochami (Cepák et al., 2008), nebo také čap černý, který často lesní tůně přímo vyhledává;
- b) různé další živočichy vyskytující se buď v přímém okolí tůní, jako jsou obojživelníci (Bohonak & Whiteman, 1999) a možná i různé skupiny hmyzu (Havel & Shurin, 2004; Bilton et al., 2001), nebo např. různé lokálně velmi běžné savce (srnky, mufloni, divoká prasata a další) chodící k tůním pít (Sládek, 1894);
- c) pak také samozřejmě náš tým odebírající vzorky, případně i lidé, kteří sledované tůně hloubili.

V dalších letech plánujeme rozšířit analýzy o data ze všech pěti sezón a porovnat je s daty o dalších sledovaných skupinách. Bude nás zajímat především porovnání prostorové variability a rychlosti disperze a sukcese mezi jednotlivými skupinami.

Literatura

Anonymous, 2007. The Ramsar Info Pack. Ramsar: Official site of Ramsar Convention.

Bilton, D. T., J. R. Freeland & B. Okamura, 2001. Dispersal in freshwater invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 159-181.

Bohonak, A. J. & H. H. Whiteman, 1999. Dispersal of the fairy shrimp *Branchinecta coloradensis* (Anostraca): Effects of hydroperiod and salamanders. *Limnology and Oceanography* 44: 487-493.

Cepák, J., P. Klvaňa, J. Škopek, L. Schröpfer, M. Jelínek, D. Hořák, J. Formánek & J. Zárbybnický, 2008, Atlas migrace ptáků České a Slovenské Republiky. Aventinum, Praha.

Cottenie, K., 2005. Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. *Ecology Letters* 8: 1175-1182.

De Meester, L., S. Declerck, R. Stoks, G. Louette, F. Van de Meutter, T. De Bie, E. Michels & L. Brendonck, 2005. Ponds and pools as model systems in conservation biology, ecology and evolutionary biology. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15: 715-725.

Figuerola, J. & A. J. Green, 2002. Dispersal of aquatic organisms by waterbirds: a review of past research and priorities for future studies. *Freshwater Biology* 47: 483-494.

Green, A. J., J. Figuerola & M. I. Sánchez, 2002. Implications of waterbird ecology for the dispersal of aquatic organisms. *Acta Oecologica* 23: 177-189.

Havel, J. E. & J. B. Shurin, 2004. Mechanisms, effects, and scales of dispersal in freshwater zooplankton. *Limnology and Oceanography* 49: 1229-1238.

Leibold, M. A., M. Holyak, N. Mouquet, P. Amarasekare, J. M. Chase, M. F. Hoopes, R. D. Holt, J. B. Shurin, R. Law, D. Tilman, M. Loreau & A. Gonzales, 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology letters* 7: 601-613.

Louette, G. & L. De Meester, 2004. Rapid colonization of a newly created habitat by cladocerans and the initial build-up of a *Daphnia*-dominated community. *Hydrobiologia* 513: 245-249.

Louette, G. & L. De Meester, 2005. High dispersal capacity of cladoceran zooplankton in newly founded communities. *Ecology* 86: 353-359.

MacArthur, R. H. & E. O. Wilson, 1967, *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton.

March, F. & D. Bass, 1995. Application of island biogeography theory to temporary pools *Journal of Freshwater Ecology* 10: 83-85.

Oertli, B., D. A. Joye, N. Indermuehle, R. Juge & J. B. Lachavanne, 2004. Conservation and monitoring of pond diversity. 1st European Pond Workshop. *Archives des Sciences, Geneva*: 69-72.

Oertli, B., D. A. Joye, E. Castella, R. Juge, D. Cambin & J. B. Lachavanne, 2002. Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological Conservation* 104: 59-70.

Sládek, J. V., 1894. *Lesní studánka. Zvony a zvonky*.

Wellborn, G. A., D. K. Skelly & E. E. Werner, 1996. Mechanisms creating community structure across a freshwater hydroperiod gradient. *Annual Review of Ecology and Systematics* 27: 337-363.

Zedler, P. H., 2003. Vernal pools and the concept of 'isolated wetlands'. *Wetlands* 23: 597-607.

MONITORING RYB V TEKOUCÍCH VODÁCH ČR V RÁMCI ZAVÁDĚNÍ RÁMCOVÉ SMĚRNICE O VODÁCH: PLŮDEK NEBO ADULTNÍ RYBY?

Fish monitoring within the WFD in Czech Republic rivers: young-of-the-year or adult fish?

Jurajda, P.¹, Slavík, O.², Horký, P.², Adámek, Z.³ a White, S.M.¹

¹ *Ústav biologie obratlovců AV ČR, v.v.i., Květná 8, 603 65 Brno,*

² *Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., Podbabská 30, 160 62 Praha 6*

³ *Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, pracoviště Brno, Květná 8, 603 65 Brno*

Abstrakt

V roce 2006 byla v České republice zahájena implementace Rámcové směrnice 2000/60/EC ustavující rámec činnosti Společenství v oblasti vodní politiky. V rámci této směrnice je nutné provést vyhodnocení ekologického stavu tekoucích vod ČR na základě biologického, chemického a hydromorfologického monitoringu. Ekologický stav toků je hodnocen na základě 4 biologických indikátorů včetně ryb. Ryby jsou vhodný biologický indikátor jak kvality vody tak geomorfologického stavu toků, avšak jejich monitoring je spojen s celou řadou praktických i teoretických problémů. V příspěvku jsou vyhodnoceny výhody a nevýhody monitoringu společenstva adultních ryb (resp. 1 rok a starší) a plůdkového společenstva, které je úspěšně aplikováno v ČR, z hlediska vypovídací schopnosti, časové a finanční náročnosti a praktických důvodů. Na základě výsledků z let 2006-2008 na více než 400 lokalitách referenčního a situačního monitoringu vyplývá, že plůdkové společenstvo, jakožto odraz celého společenstva ryb, je dobrým indikátorem stavu tekoucích vod v ČR, protože informuje nejen o schopnosti přežití v daných podmínkách toku, ale i o existenci přirozené reprodukce jakožto základního předpokladu pro vznik udržitelných populací.

NĚCO O KOUPACÍCH VODÁCH

Klicpera, J.

Lázně Bohdaneč, klicpera@iol.cz

Hodnocení různých koupacích vod provádím v oblasti východních Čech víceméně nesystematicky již od roku 1974, kdy se zpracovávaly studie nádrží Seč, Hamry, Oplatil a dalších. Účelem těchto studií byla původně ochrana povodí a využitelnost těchto nádrží pro vodárenské účely společně s účely rekreačními (zejména přehrady Hamry a Seč na Chrudimce, dříve již sledované Sládečkovou a jinými).

Původní zprávy o kvalitě vody v těchto nádržích existují již jen ve velmi obtížně přístupné papírové podobě, práce byly přerušeny v letech 1986 – 94, nicméně od roku 1994 jsem ve studiu nádrží užívaných pro rekreaci pokračoval se zaměřením na Pardubický kraj. Mezitím se vytvořila, změnila (k horšímu) a znovu novelizovala příslušná legislativa, takže zatímco dříve jsme mohli hodnotit lokality poměrně efektivně se zaměřením na vybrané ukazatele a přístupem limnologicky zdůvodněným, nyní máme k dispozici vyhlášky a nařízení vycházející z legislativy evropských právních kanceláří, bohužel prakticky jen omezeně použitelné ke skutečnému hodnocení, zejména použitelné pro sdělení veřejnosti. Za zvláště vydařenou perlu v předpisech považuji hodnocení biologického stavu koupacích vod podle makrozoobentosu.

Moje hodnocení koupacích vod je zaměřeno na lokality skutečně využívané ke koupání bez ohledu na představy ztvárněné v současné vyhlášce 152/2008 Sb. a na úřednický přístup realizovaný v evropské směrnici 2006/7/ES a v dalších našich vyhláškách. Moje činnost této legislativě naštěstí nepodléhá. Od roku 1994 byly výsledky monitoringu podle situace a potřeby předávány sdělovacím prostředkům, od roku 1999 jsou také zveřejňovány ve srozumitelné formě na vlastních webových stránkách <http://web.telecom.cz/inzenyrskaa.ekologie> a také jsou přebírány některými dalšími weby, zejména <http://www.naturista.cz/oplatil/oplatil.htm> a denním tiskem a rozhlasem.

Od doby, kdy byla pro ČR provedena také legislativní úprava monitoringu koupacích vod, jsem přepustil starost o vody uvedené ve vyhláškách hygienikům, kteří na nudistické pláže a jiné veřejně přístupné lokality nemají oficiální přístup, protože pracují za veřejné peníze. Já tuhle činnost dělám dodnes zcela zdarma a podle ohlasů mohu potvrdit, že je o ni ve veřejnosti zájem.

JAK RYCHLE ROSTOU MOŘSKÉ BAKTERIE?

Koblížek, M.¹, Prášil, O.¹ a Van Mooy, B.A.S.²

¹ Mikrobiologický ústav AV ČR, 379 81 Třeboň a Ústav fyzikální biologie JU, 373 33 Nové Hradky

² Woods Hole Oceanographic Institution, Woods Hole, Massachusetts, USA

Podle současných představ založených na měření inkorporace radioaktivně značeného leucinu nebo tymidinu, roste mořský bakterioplankton v povrchových vrstvách oligotrofního oceánu průměrnou rychlostí kolem jednoho dělení za týden (Ducklow 2000). Tyto hodnoty jsou výrazně nižší než růstové hodnoty mořského fytoplanktonu, kde se předpokládají růstové rychlosti kolem jednoho dělení za den. Navíc jsou takto nízké hodnoty bakteriálních růstových rychlostí v rozporu i s některými dalšími pozorováními jako jsou například výrazné změny bakteriálních počtů v průběhu dne zaznamenaná v subtropickém Atlantiku (Kuipers a kol. 2000). Také laboratorní měření s izolovanými kulturami SAR11 (Rappé a kol. 2002), napovídá že růstové rychlosti mohou být výrazně vyšší.

V průběhu našich měření přítomnosti aerobních anoxygenních fototrofů v oceánu jsme zjistili, že jejich hlavní světlosběrný pigment bakteriochlorofyl vykazuje výrazné denní změny. Nejvyšší obsah bakteriochlorofylu byl pozorován vždy ráno, v průběhu dne klesal, a v noci se jeho množství opět zvýšilo. Tyto změny jsou způsobeny inhibicí biosyntézy bakteriochlorofylu světlem a pokles pigmentu v průběhu je způsoben především přirozenou mortalitou fototrofních buněk. Tohoto jevu jsme využili a z rychlosti poklesu bakteriochlorofylu zaznamenanou infračerveným fluorometrem jsme určili rychlost mortality populace anoxygenních fototrofů v oceánu, která za předpokladu ustáleného růstu přímo odpovídá růstové rychlosti (Koblížek a kol. 2005). Tímto způsobem jsme zjistili, že populace anoxygenních fototrofů v oligotrofních oblastech Atlantského oceánu roste průměrnou rychlostí kolem jednoho dělení za den, kdežto v produktivnějších oblastech rovníkového nebo severního Atlantiku rychlostí 2 až 3 dělení za den (Koblížek a kol. 2007).

Anoxygenní fototrofové ovšem představují pouze malou část mořských mikrobiálních společenstev. Abychom zjistili růstové rychlosti širšího spektra mořských mikroorganismů sledovali jsme rychlosti biosyntézy fosfolipidů, které se specificky vyskytují v bakteriích. Rychlost byla stanovována značením vodních vzorků radioaktivním fosfátem ³³PO₄. Jednotlivé fosfolipidové třídy byly separovány pomocí HPLC a inkorporovaná radioaktivita zaznamenána. Měření rychlosti biosyntézy fosfatydiethanolamin a fosfatydylglycerollipidů provedená v jižním Tichomoří prokázala, že i tyto lipidy jsou syntetizovány rychlostmi odpovídající jednomu dělení za den. To naznačuje, že velká část bakteriálních společenstev v oligotrofních oceánech roste rychlostmi kolem jednoho dělení za den, tedy téměř o řád rychleji než se dříve předpokládalo. Tato zjištění mohou mít výrazný dopad na naše představy o fungování mořských mikrobiálních společenstev a o tocích uhlíku v oceánu.

Citace

Ducklow HW (2000) Bacterial Production and Biomass. in the Oceans in *Microbial Ecology of the Oceans* (ed. Kirchman, D. L.) 85-120 (John Wiley & Sons, USA).

Koblížek M, Ston-Egiert J, Sagan S a Kolber ZS (2005) Diel changes in bacteriochlorophyll a concentration suggest rapid bacterioplankton cycling in the Baltic Sea. *FEMS Microb. Ecol.* 51, 353-361.

Koblizek M, Masin M, Ras J, Poulton AJ and Prasil O (2007) Rapid growth rates of aerobic anoxygenic phototrophs in the ocean. *Environ Microbiol.* 9: 2401–2406

Kuipers B, van Noort GJ, Vosjan J a Herndl GJ (2000) Diel periodicity of bacterioplankton in the euphotic zone of the subtropical Atlantic Ocean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 201, 13-25.

Rappé MS, Connon SA, Vergin KL a Giovannoni J (2002) Cultivation of ubiquitous SAR11 marine bacterioplankton clade. *Nature* 418, 630-633.

VZÁJEMNÉ POROVNÁNÍ ZÁVAŽNOSTI RŮZNÝCH ENVIRONMENTÁLNÍCH DOPADŮ NA VODNÍ EKOSYSTÉMY

Kočí, V.

VŠCHT Praha, Technická 5, 166 28 Praha 6

Úvod

Pro volbu vhodných technologií či nástrojů zmírňování environmentálních dopadů lidské činnosti je často nutné volit mezi různými variantami. Komplikovaná situace nastává, když je třeba porovnávat dopady těchto variant vzájemně a to především v případě, kdy jedna varianta má dopad na určitou oblast životního prostředí a druhá varianta na jinou. Naše snahy po zlepšení stavu životního prostředí často vedou k dílčí změně stavu k lepšímu, na druhé straně ovšem mohou vést ke zhoršení stavu jinde – přenášení problému z kategorie dopadu do jiné kategorie dopadu. Snižování eutrofizace zaváděním určitých čistírenských technologií může v důsledku vést k rozvoji ekotoxicity či acidifikace. V tomto příspěvku bych rád poukázal na možnosti použití metody posuzování životního cyklu (Life Cycle Assessment – LCA) v limnologii.

Problematika přenášení problémů

Významným přínosem metody LCA je vyjadřování environmentálních dopadů pomocí tak zvaných kategorií dopadu. Kategorie dopadu je specifický problém životního prostředí, na jehož rozvoji se lidská činnost v důsledku výměny látek či energií s okolním prostředím podílí. Příkladem kategorií dopadu může být globální oteplování, úbytek stratosférického ozónu či eutrofizace. Hodnocení environmentálních dopadů v LCA není omezeno na výčet množství jednotlivých škodlivých materiálových či energetických toků, ale pomocí hodnot vyjadřujících míru poškození dané kategorie dopadu podává informaci o možném konkrétním poškození. Důsledné vyjadřování environmentálních dopadů lidských činností pomocí kategorií dopadu umožňuje identifikovat nežádoucí přenášení problému z místa na místo. Co se tímto přenášením míní? Nežádoucí jev, kdy se sice na jednom místě snažíme životnímu prostředí určitou akcí pomoci, na jiném místě se ovšem díky této aktivitě dopouštíme poškození prostředí v jiné podobě. Jestliže kupříkladu zavedeme vytápění domů pomocí elektrické energie s cílem snížit emise z domácích kotlů, může ke kýženému snížení emisí dojít pouze zdánlivě. Elektrické topení sice při svém provozu emise do ovzduší neuvolňuje, ale k emisím dochází při výrobě elektrické energie nutné pro jeho provoz. V takovém případě jsme pouze přesunuli environmentální problém z jedné lokality (místo vytápěného domu) do jiné lokality (místo výroby elektrické energie) nebo z jedné kategorie dopadu (vznik smogové situace v důsledku emisí SO₂ a prachových částic) do jiné kategorie dopadu (posílení skleníkového jevu emisí skleníkových plynů při výrobě elektrické energie). Výhodou metody LCA je schopnost identifikovat právě toto nežádoucí geografické přesouvání problému z místa na místo a přenášení problému z jedné kategorie do druhé. Metoda LCA je standardizována v normách ČSN EN ISO 14040 [i] a ČSN EN ISO 14040 [ii].

Posuzování životního cyklu

Metoda LCA ve své fázi hodnocení environmentálních dopadů používá různé kategorie dopadu. Některé jsou hodnoceny na úrovni tak zvaných indikátorů kategorií dopadu [iii]. Indikátor kategorie dopadu je měřitelná veličina s jasně definovanými jednotkami, pomocí které sledujeme, jak silně se daná kategorie dopadu v důsledku lidského zásahu prohlubuje, rozvíjí, zhoršuje. Indikátor kategorie dopadu slouží k vyjádření schopnosti elementárních toků způsobovat nežádoucí účinky v životním prostředí. Každý indikátor kategorie dopadu se tedy svojí podstatou nachází v dopadovém řetězci někde mezi výstupem z inventarizace (zaústěním elementárního toku do životního prostředí) a konkrétním projevem problému v životním prostředí (pozorovaným účinkem). Jako příklady indikátorů kategorií dopadu si uveďme procentuální pokles biologických druhů v zasažené lokalitě (kategorie dopadu biodiverzita) nebo produkce CFC11 ekvivalentů (kategorie dopadu úbytek stratosférického ozónu).

Indikátory kategorií dopadu jsou v principu dvojího druhu:

- 1) midpointový indikátor - indikátor na úrovni midpointu (angl. midpoint indicator);
- 2) endpointový indikátor – indikátor na úrovni endpointu (angl. endpoint indicator).

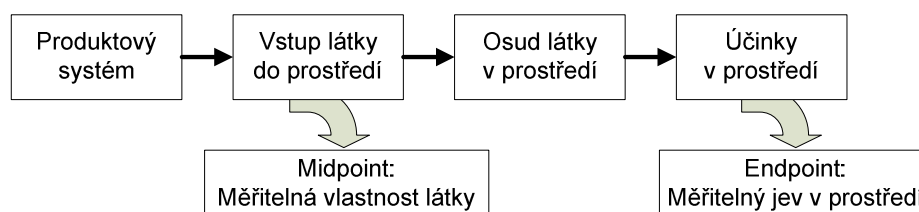
Pro pochopení rozdílu mezi dvěma typy indikátorů kategorií dopadu je třeba si vysvětlit, co se v metodice LCA rozumí pod termíny midpoint a endpoint. V případě, že pro hodnocení škodlivosti daného elementárního toku neuvažujeme jeho osud v životním prostředí (biodegradaci, rozklad UV zářením, sorpci, zředění, interakce s jinými látkami a další), ale hodnotíme jeho potenciální škodlivost na základě jeho chemicko – fyzikálních či biologických vlastností, hodnotíme míru zasažení dané kategorie dopadu na úrovni označované termínem midpoint. Midpointový indikátor kategorie dopadu slouží jako měřítko škodlivých vlastností elementárních toků, tedy potenciálních schopností tuto kategorii dopadu zapříčinit. Typickým midpointovým indikátorem je například vyjadřování míru účinku skleníkových plynů na kategorii dopadu globální oteplování pomocí jejich schopnosti zadržovat v atmosféře energii.

Přítomnost určitého elementárního toku v prostředí může následně vyvolávat různé typy nepříznivých účinků. Chemicko - fyzikální děje zapříčiněné elementárním tokem obvykle na sebe navazují v řetězci jednotlivých kroků vedoucích až ke konkrétnímu pozorovatelnému poškození prostředí, ke konečnému měřitelnému účinku označovanému termínem endpoint. Endpointový indikátor kategorie dopadu je měřitelná nebo vyčíslitelná (například i ekonomicky) hodnota určitého jevu, jež byl v prostředí vyvolán přítomností elementárního toku. Jelikož můžeme často pozorovat v prostředí různé účinky určitého elementárního toku, můžeme je tudíž také hodnotit na základě různých endpointů. Jako příklady si můžeme uvést endpointy kategorie dopadu klimatické změny, kdy pozorovaným účinkem klimatických změn je například zvyšování průměrné teploty atmosféry, zvyšování hladiny světového oceánu, změna délky vegetačních období, geografický rozsah výskytu zvolených živočišných či rostlinných druhů, zvýšení úmrtnosti lidí v důsledku zvětšení rozlohy malarických oblastí a podobně.

Dopadový řetězec začíná bodem, kdy elementární tok překročí hranice systému. V prostředí dále nastávají dílčí děje, vedoucí až ke konečným účinkům. Přiblížme si takový dopadový řetězec na příkladu kategorie dopadu acidifikace. Kyselinotvorná látka emitovaná do prostředí je v tomto případě primární příčinou problému. Její schopnost působit kyselé můžeme použít pro vyjádření jejího environmentálního dopadu na úrovni midpointu. Přítomností kyselých látek

v prostředí však její škodlivý účinek nekončí. Následkem přítomnosti kyselinotvorných látek v prostředí je nejprve pokles pufrční kapacity vody, následuje pokles pH vodního tělesa. To může vést k úbytku biologických druhů v zasažené lokalitě. Dalším následkem poklesu pH pod určitou mez (pH 4) může být vyluhování hliníku z hlinitokřemičitanů, což vede ke zvýšení toxicity prostředí zvýšenou koncentrací hlinitých iontů. Dalším následkem může být úhyn rybí obsádky či pokles finančních zisků z obhospodařovaných oblastí či snížení rekreační využitelnosti místa. Tyto a další projevy nepříznivého působení mohou být měřítkem, jak moc je daná kategorie dopadu zasažena, a mohou být použity jako indikátory kategorie dopadu.

Obr.1 Pozice midpointů a endpointů v dopadovém řetězci



Jak vyplývá z uvedeného příkladu, mohou být environmentální dopady určitého elementárního toku různé podstaty: chemicko – fyzikální, toxikologické, ekologické, biologické, ekonomické, kulturně - historické či sociální. Z tohoto důvodu mají odpovídající spektrum, co se do své podstaty týče, i jednotlivé indikátory kategorií dopadu. Princip hodnocení dopadů spočívá v převedení výstupů z inventarizace, tedy elementárních toků, na hodnoty popisující míru rozvoje jednotlivých kategorií dopadu, na indikátory kategorií dopadu.

Prvním krokem hodnocení dopadů životního cyklu je klasifikace, tedy přiřazení všech elementárních toků obsažených v ekovektoru produktového systému jednotlivým kategoriím dopadu. Klasifikací je například označení emise chlorovodíku za acidifikující látku. Jestliže jsme všechny elementární toky klasifikovali, došlo k seskupení jednotlivých elementárních toků do skupin podílejících se na rozvoji společných kategorií dopadu. Po klasifikaci následuje charakterizace. Jedná se o vyčíslení míry, jak silně se dané elementární toky podílejí na rozvoji té které kategorie dopadu. Míru zásahu všech elementárních toků do určité kategorie dopadu vyčísľujeme jako výsledek indikátoru kategorie dopadu. Provedením klasifikace a charakterizace jsme z rozsáhlého ekovektoru produktu shrnujícího hmotnostní či energetické toky desítek až tisíců různých emisí získali přehlednou tabulku vyjadřující míru zásahu produktového systému na zvolenou skupinu kategorií dopadu.

Aby bylo možné vzájemně porovnat míru zásahu do různých kategorií dopadu, je třeba získané výsledky zásahu do jednotlivých kategorií dopadu normalizovat. Normalizace je převedení výsledků indikátorů kategorií dopadu na bezrozměrná čísla, obvykle vyjádřením jaký podíl z celkové škody v dané kategorii dopadu způsobené celosvětově či regionálně představuje námi posuzovaný systém. Jedná se tedy o vzájemné srovnávání významnosti zásahů do různých kategorií dopadu. V případě potřeby vyjádřit zásahy do kategorií dopadu pomocí dalších hodnotových hledisek, například ekonomicky či s ohledem na plánované emisní limity v budoucnosti, se provádí tak zvané vážení výsledků indikátorů kategorií dopadu. Sled jednotlivých kroků fáze LCIA je znázorněn na následujícím obrázku.

Závěr - význam LCA pro limnologii

Kategorií dopadu používaných v metodě LCA je celá řada. Pro limnologii mají největší význam na úrovni midpointů acidifikace, eutrofizace a ekotoxicita; na úrovni endpointů kvalita ekosystémů, endpointové eutrofizace a acidifikace. Znalost jejich charakterizace může limnologii přinést několik zajímavých přínosů. Za nejvýznamnější považuji možnost vzájemného porovnávání environmentálního přínosu určitého zásahu do prostředí či do technologie. Řekněme, že naším zájmem je aplikovat novou metodu čištění odpadních vod, která sice sníží ve vypouštěné vodě množství zbytkových nutrií, zvýší ovšem na druhé straně spotřebu elektrické energie či množství zbytkového flokulantu. Pomocí LCA lze vyčíslit, zda zavedení takové technologie má doopravdy pro prostředí přínos či zda se jedná pouze o přenesení problému z jednoho místa na druhé.

Metoda posuzování životního cyklu produktů LCA slouží jako analytický nástroj vzájemného srovnávání environmentálních dopadů konkrétních výrobků, technologických postupů i služeb. Jedná se o hodnocení tak zvané od kolébky do hrobu, tudíž s ohledem na všechny související procesy získávání výchozích surovin, výroby potřebných materiálů, výroby konkrétního produktu, jeho užívání i odstraňování. LCA je dynamicky se rozvíjející metoda představující celou multioborovou disciplínu snoubící jak environmentální, technologické, sociální, tak i ekonomické aspekty interakcí lidských aktivit a životního prostředí. Ač se metodika LCA neustále vyvíjí a zlepšuje, opírá se o platné ISO normy, čímž vzniká předpoklad pro standardizaci LCA studií.

Poděkování

Práce vznikla s laskavou finanční podporou Ministerstva školství, mládeže a tělovýchovy grantem MSM 6046137308 a dále díky podpoře z fondu NPVII MŠMT „Koncepty integrovaných systémů pro optimalizaci nakládání se směsnými komunálními odpady preferující moderní principy EU a jejich posouzení metodou LCA“.

Literatura

[i] ČSN EN ISO 14040 Environmentální management – Posuzování životního cyklu – Zásady a osnova, ČNI 2006.

[ii] ČSN EN ISO 14044 Environmentální management – Posuzování životního cyklu – Požadavky a směrnice, ČNI 2006.

[iii] Kočí, V.: Posuzování životního cyklu. Ekomonitor, Chrudim 2009.

BÍLINA – SILNĚ ANTROPOGENNĚ OVLIVNĚNÝ TOK

Kohušová, K.¹, Havel, L.² a Vlasák, P.²

¹ *Ústav pro životní prostředí, Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze, Benátská 2, 128 01, Praha 2, katerina.kohusova@gmail.com*

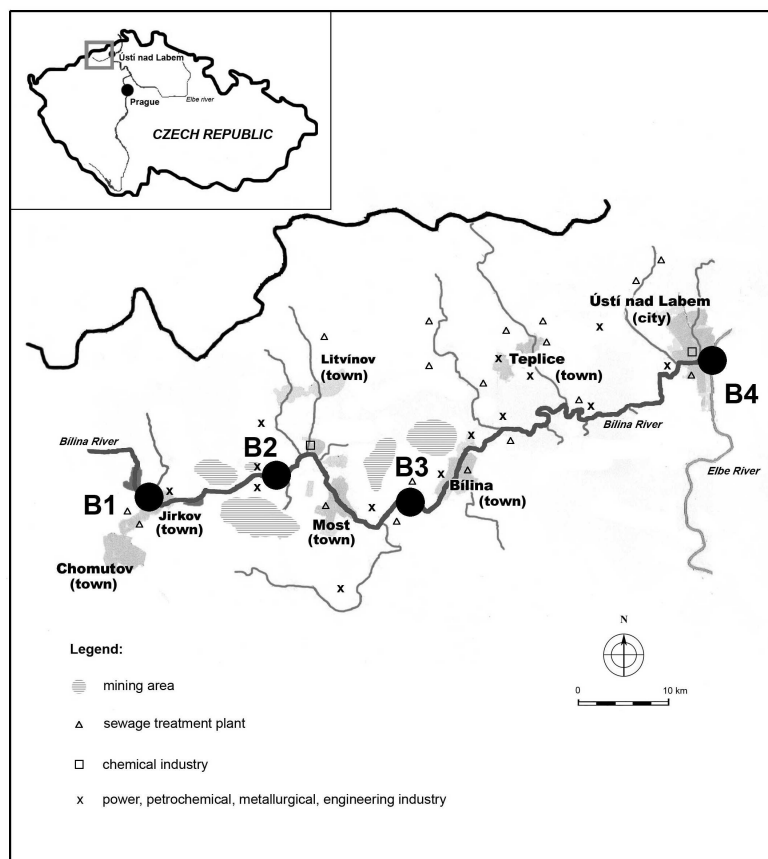
² *Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, v.v.i., Podbabská 2582/30, Praha 6, ladislav.havel@vuv.cz, petr.vlasak@vuv.cz*

Úvod

Dopad antropogenních činností v SZ Čechách se projevuje ve všech složkách životního prostředí oblasti, včetně řeky Bíliny. Antropogenní znečištění toku Bíliny bylo sledováno ve třech různých maticích (povrchové vodě, sedimentech a biofilmech) v průběhu let 2004 – 2008 v návaznosti na předchozí studie [1,2]. Biofilmy představují vhodnou matici pro sledování znečištění v tekoucí vodě, což je dáno několika klíčovými vlastnostmi: (a) jsou téměř všudypřítomné na jakémkoli ponořeném povrchu v tekoucí vodě; (b) mohou akumulovat nejrůznější látky sorpcí, adhezí, kohezí, příjmem iontů a nebo mechanickým zachytáváním partikulované hmoty z okolní proudící vody; (c) přisedlý způsob života vhodně odráží podmínky okolního prostředí; (d) krátký životní cyklus umožňuje rychleji reagovat na změny prostředí, než je to tomu u vyšších organismů; (e) společenstvo je tvořeno různými druhy organismů s odlišnými tolerancemi na okolní prostředí; (f) často jsou primárním článkem potravního řetězce, čímž umožňují šíření naakumulovaných látek do vyšších trofických úrovní a (g) jsou relativně snadno dostupné pro vzorkování [3,4,5]. Sedimenty mají podobné vlastnosti týkající se možnosti akumulace a zachycení nejrůznějších látek z prostředí jako biofilmy, mohou být součástí potravy bezobratlých živočichů či ryb a také bývají sekundárními zdroji znečištění při povodních nebo naopak nízkovodných stavech [6,7].

Metodika

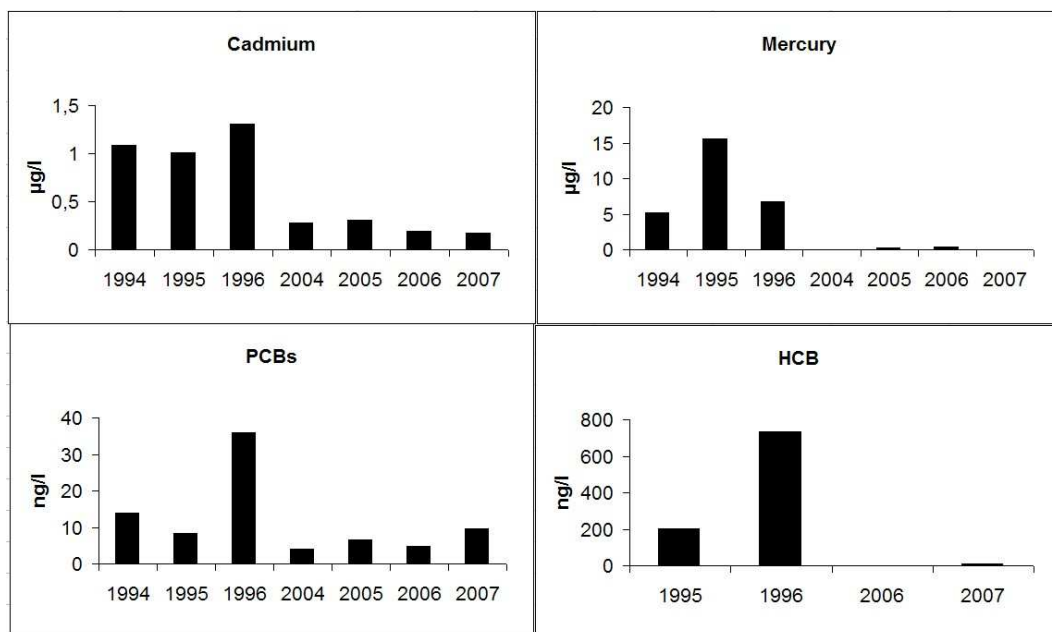
Vzorky povrchové vody, biofilmů a sedimentů byly odebírány v jednotlivých odběrových profilech po celé délce toku Bíliny (povodí 1070,9 km²; délka toku 84,2 km). Profily mapovaly odlišné oblasti toku od nejméně antropogenně zasaženého, téměř přírodního profilu na horním toku (B1 – Březeneč) až po závěrný profil v Ústí n.L. (B4), který podává informace o znečištění neseném do toku Labe (Obrázek 1). Všechny vzorky byly zpracovány v laboratořích VÚV T.G.M., v.v.i. standardními metodami. Ve vzorcích byly sledovány koncentrace vybraných těžkých kovů (As, Cd, Hg, Pb, V, Zn) a specifických organických látek (suma PCB, suma PAU, organochlorové pesticidy – suma HCH, HCB, DDT).



Obr.1 Mapa odběrových profilů (B1-Březanec, B2-před soutokem s Hutním potokem, B3-Želenice, B4-Ústí n.L.) a zdrojů znečištění v povodí Bíliny

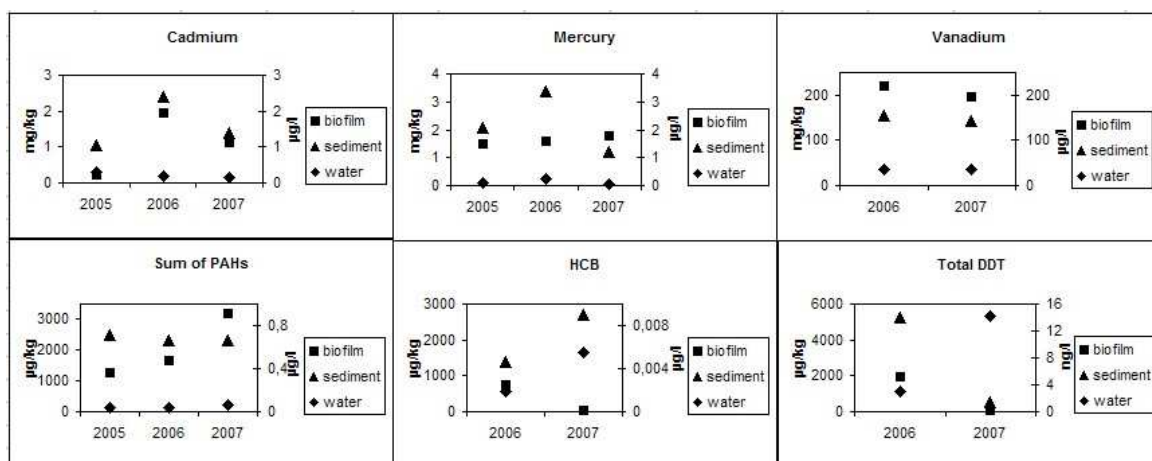
Výsledky a závěr

Vzorky povrchové vody odrážely aktuální situaci v toku při odběru vzorků. V průběhu sledování se nejvyšší koncentrace sledovaných látek vyskytovaly v profilech B3 a B4 (průměrné koncentrace látek – As: 14,1 $\mu\text{g/l}$; Cd: 0,23 $\mu\text{g/l}$; Hg: 0,1 $\mu\text{g/l}$; Pb: 7,3 $\mu\text{g/l}$; V: 85,6 $\mu\text{g/l}$; Zn: 35,3; PAU: 77,3 ng/l ; PCB: 6,9 ng/l ; HCH: 2,2 ng/l ; HCB: 3,4 ng/l ; DDT: 9,5 ng/l), což odpovídalo možným zdrojům znečištění v okolí toku (těžba hnědého uhlí, elektrochemický a chemický průmysl - viz Obrázek 1). Ačkoliv při srovnání aktuálních výsledků koncentrací sledovaných látek v povrchové vodě s výsledky získanými v průběhu prvního komplexního sledování Bíliny z let 1994 – 1996 [1] bylo zjištěno, že koncentrace většiny látek se významně snížily (Cd, Hg, PAU, PCB, HCB) (Obrázek 2), rozборы pevných matric (biofilmů a sedimentů) ukázaly, že zátěž toku je stále vysoká.



Obr.2 Porovnání koncentrací těžkých kovů (Cd, Hg) a specifických organických látek (PCB, HCB) v povrchové vodě v letech 1994 – 1996 a 2004 – 2007 (data z profilu B4 – Ústí n.L.)

Koncentrace sledovaných látek v pevných maticích byly o 3 až 6 řádů vyšší než v povrchové vodě, přičemž největší schopnost akumulace byla zjištěna u specifických organických látek (HCB, DDT), kde byly rozdíly mezi pevnými maticemi a povrchovou vodou až o 6 řádů vyšší (Obrázek 3).



Obr.3 Porovnání koncentrací těžkých kovů (Cd, Hg, V) a specifických organických látek (PAU, HCB, DDT) sledovaných v povrchové vodě a pevných maticích – biofilmech a sedimentech

Rozdíly mezi koncentracemi látek v pevných maticích na jednotlivých odběrových lokalitách nebyly zcela jednoznačné, ale i pro tyto matrice se jako nejzatíženější oblast toku jevila jeho dolní část, zejména okolo profilů B3 a B4. Koncentrace několika sledovaných látek v sedimentech byly porovnány s klasifikací sedimentů vytvořenou v rámci projektu ARGE-Elbe [8]. Při tomto porovnání vykazovaly koncentrace některých látek vysoké stupně

kontaminace sedimentů (As, Cd, Hg, PCB, HCB, DDT) a u některých bylo patrné výrazné zvýšení koncentrací v závěrném profilu B4 (Hg, HCB, DDT).

Tab.1 Klasifikace kontaminace sedimentů podle projektu ARGE-Elbe (koncentrace sledovaných látek v sedimentech v jednotlivých odběrových profilech a jejich zařazení do třídy dle klasifikace)

	I	I-II	II	II-III	III	III-IV	IV
Hg (mg/kg)							
klasifikace	<0,2	<0,4	<0,8	<1,6	<3,2	<6,4	>6,4
profily	B1	B1,B2	B2,B3,B4	B3	B3,B4	B4	
HCB (µg/kg)							
klasifikace	-	<20	<40	<100	<200	<400	>400
profily		B1,B2,B3					B4
DDT (µg/kg)							
klasifikace	-	<20	<40	<100	<200	<400	>400
profily		B1,B2,B3	B1,B2,B3	B2,B3	B4		B4

Třebaže výsledky kontaminace povrchové vody už v současnosti nejsou natolik alarmující jako v minulosti, situace v toku ještě zdaleka není příznivá. O tom svědčí dlouhodobá kontaminace dalších složek vodního ekosystému, v tomto případě biofilmů a sedimentů, které odrážejí dlouhodobější stav toku a zároveň samy o sobě mohou sloužit jako sekundární zdroje znečištění při změnách vnějších podmínek (povodně, sucho, větší proud, změna pH, koncentrace kyslíku atd.). Znečištění nesené z Bíliny má vliv na tok Labe. V souvislosti s kontaminací DDT (a jeho metabolity) a HCH je Bílina zmiňována jako jeden z tzv. „hot spots“ (současně s řekou Mulde (Bitterfeld), Teltowkanal (Berlín), Hafengewasser (Hamburg)) [9,10]. V současné době pokračuje sledování kontaminace složek vodního prostředí (zejména ryb) toku v rámci projektu VaV „Negativní antropogenní vlivy v povodí Bíliny (ČR)“.

Zpracováno s podporou projektů MŽP 00002071101 a SP/1b7/124/08.

[1] Havlík, A., Just, T. & Slavík, O. (1997). Ekologická studie povodí Bíliny. 2. díl. Kvalita vody a produkce znečištění v povodí Bíliny. VÚV T.G.M., v.v.i.

[2] Vlasák, P. et al. (1997). Ekologická studie Bíliny. VÚV T.G.M., v.v.i.

[3] Schorer, M. & Eisele, M. (1997). Accumulation of inorganic and organic pollutants by biofilms in the aquatic environment. *Water, Air and Soil Pollution*, 99, 651-659.

[4] Fuchs, S., Haritopoulou, T. & Wilhelmi, M. (1996). Biofilms in freshwater ecosystems and their use as a pollutant monitor. *Water Science and Technology*, 34 (7-8), 137-140.

[5] Durrieu, G., Maury-Brachet, R., Girardin, M., Rochard, E. & Boudou, A. (2005). Contamination by heavy metals (Cd, Zn, Cu and Hg) of eight fish species in the Gironde Estuary (France). *Estuaries*, 28 (4), 581-591.

- [6] Baudo, R., Giesy, J. & Muntau, H. (1990). *Sediments: Chemistry and toxicity of in-place pollutants*. London: CRC Press.
- [7] Baborowski, M., von Tümpling, W. & Friese, K. (2004). Behaviour of suspended particulate matter (SPM) and selected trace metals during the 2002 summer flood in the River Elbe (Germany) at Magdeburg monitoring station. *Hydrology and Earth System Sciences*, 8 (2), 135-150.
- [8] Bergemann, M. & Gaumert, T. (2006). *Gewässergütebericht der Elbe*. Hamburg: Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe.
- [9] Heinisch, E., Kettrup, A., Bergheim, W., Martens, D. & Wenzel, S. (2005a). Persistent chlorinated hydrocarbons (PCHC), source-oriented monitoring in aquatic media. 2. The insecticide DDT, constituents, metabolites. *Fresenius Environmental Bulletin*, 14 (2), 69-85.
- [10] Heinisch, E., Kettrup, A., Bergheim, W., Martens, D. & Wenzel, S. (2005b). Persistent chlorinated hydrocarbons (PCHC), source-oriented monitoring in aquatic media. 3. The isomers of Hexachlorocyclohexane. *Fresenius Environmental Bulletin*, 14 (6), 444-462.

BIOAKUMULACE HCH-ISOMERŮ V MAKROZOOBENTOSU V POVODÍ LABE DVĚ DESETELETÍ PO SKONČENÍ VÝROBY.

Kolaříková, K.¹, von Tümpling, W.² a Bartels, P.²

¹ Ústav pro životní prostředí, Univerzita Karlova, Praha, Česká republika

² Helmholtzovo Centrum pro výzkum životního prostředí, Magdeburg, Německo

Ve druhé polovině 20. stol. byl lindan (γ -hexachlorcyklohexan) intenzivně využíván v zemědělství i lesnictví jako insekticid. Od zač. 60. let až ke konci 80. let 20. století byl v povodí Labe lindan vyráběn ve velkém množství zejména v regionu Bitterfeld v Německu (mezi 150.000 a 368.000 t/r (Hille et al.)) a na české straně v podniku SPOLANA Neratovice (Heinisch et al., 2005). Při jeho výrobě vznikalo obrovské množství nežádoucího vedlejšího produktu, neboť až 90% objemu bylo zastoupeno isomery α -, β -, δ -, ϵ -HCH. Vzhledem k tehdejšímu z environmentálního hlediska nepřijatelnému odstraňování nebo ukládání tohoto odpadu dochází dodnes ke znečišťování potoků a řek, včetně případů extrémně vysoké bioakumulace. Příkladem jsou výsledky studie německé Spolkové agentury pro životní prostředí (UBA) v řece Mulde (přítoku Labe) ukazující na dočasnou extrémní kontaminaci cejnů (*Abramis brama*) hexachlorcyklohexanem. V letech 2004 a 2005 přesáhly koncentrace nejvyšší povolený limit 18-krát a 5-krát (Anonymous, 2006). S cílem osvětlit procesy bioakumulace HCH isomerů v povodí řeky Labe byl proveden průzkum na nižší trofické úrovni v makrozoobentosu. Na osmi lokalitách v povodí české i německé části toku byly během jara a podzimu 2008 odebrány vzorky vybraných druhů makrozoobentosu. Současně byly odebrány vzorky povrchového říčního sedimentu. Obě složky byly analyzovány na všech pět isomerů HCH.

Zákaz používání lindanu (γ -HCH) v zemědělství a lesnictví platný v povodí Labe více než jedno desetiletí je důvodem pouze nepatrně zvýšených koncentrací γ -HCH v současnosti, které se nelišily příliš mezi jednotlivými lokalitami. Naproti tomu koncentrace více resistantních α -, β -, δ -, a ϵ -HCH se v podélném profilu lišily významně. Obecně nižší hodnoty těchto isomerů byly zaznamenány na všech českých lokalitách ve srovnání s výsledky z německých profilů. Nejvíce kontaminovanou lokalitou byl Spittelwasser (přítok Mulde), kde byly naměřeny hodnoty o pět řádů vyšší (až 234 $\mu\text{g kg}^{-1}$ α -HCH v čel. *Hydropsychidae* nebo 162 $\mu\text{g kg}^{-1}$ β -HCH v *Gammarus pulex*, vztaženo na čerstvou váhu) než na referenční lokalitě Verdek ($<0,01 \mu\text{g kg}^{-1}$ v *Hydropsychidae* a *Asellus aquaticus*). Ředící efekt se projevil v řece Mulde a níže po vyústění do Labe. Na lokalitě Obříství ležící pod Spolanou Neratovice bylo zaznamenáno pouze zanedbatelné navýšení hodnot. Srovnáním naměřených hodnot s daty získanými u UBA nebyla potvrzena potenciální biomagnifikace, neboť hodnoty jak u makrozoobentosu, tak u ryb se pohybovaly ve stejném rozsahu. Bylo zaznamenáno sezónní kolísání koncentrací HCH v bentosu i v sedimentu. Vyšší koncentrace byly zaznamenány na jaře na horním a středním toku pravděpodobně v souvislosti s erozními a transportními procesy během a po jarních povodních a vyšší koncentrace na podzim v úseku od Magdeburgu by mohly indikovat zpoždění kontaminovaných částic původem z hořejších úseků.

Anonymous (2006) Mulde – Fische weiter mit Hexachlorcyclohexan (HCH) belastet. Umwelt Bundes Amt: Hintergrundpapier, Oktober 2006

Heinisch, E., Kettrup, A., Bergheim, W., Martens, D., Wenzel, S. (2005) Persistent chlorinated hydrocarbons (PCHC), source oriented monitoring in aquatic media - 3. The isomers of hexachlorocyclohexane. *Fresenius environmental bulletin* 14 (6): 444 – 462

Hille, J., Ruske, R., Scholz, R.W. & Walkow, F. (Hrsg.). (1992). Bitterfeld: Modellhafte ökologische Bestandsaufnahme einer kontaminierten Industrieregion. *Schadstoffe und Umwelt* Bd. 10 Berlin: E. Schmidt, 278-285

SYSTEMATIKA CYANOBAKTERIÍ POLYFÁZICKÝM PŘÍSTUPEM. NOVÝ ROD *LIMNOCOCCUS*

Komárková, J.^{1,2}, Jezberová, J.¹, Komárek, O.^{3,4} a Zapomělová, E.¹

¹ Hydrobiologický ústav, Biologické centrum, České Budějovice. jarkakom@hbu.cas.cz

² Botanický ústav AV ČR, Třeboň

³ Ústav systémové biologie a ekologie, Nové Hrady

⁴ Mikrobiologický ústav, oddělení autotrofních mikroorganismů, Třeboň

Taxonomie sinic - cyanobakterií se v posledních desetiletích zásadně změnila. V současné době je respektován fylogenetický charakter sinic přidružující je k bakteriím (genetické zařazení do jedné z jedenácti skupin bakterií fylogenetického stromu spolu s plastidy podle 16S rRNA sekvence, absence organizovaného jádra, charakter buněčné stěny, absence chlorofylu *b* atd.). Klasifikace cyanobakterií by se tedy teoreticky měla řídit bakteriologickými kritérii, a to jak na rodové tak na druhové úrovni. Skutečná kategorizace a vymezení taxonů podle Bakteriologického kódu (Hensyl, 1994 Bergey's Manual) však je v současnosti možná jen na úrovni rodů.

Moderní polyfázický přístup k taxonomii sinic je kombinací vyhodnocení morfologických, ekologických a biochemických znaků a srovnáním těchto poznatků s fylogenetickým postavením molekulární sekvence 16S rRNA příslušné populace (klonu). Zjistíme-li dostatečnou vzdálenost skupin sekvencí ve fylogenetickém stromu, znamená to, že příslušná skupina druhů a variet patří k odlišnému rodu. Kritériem bylo stanovena umělá hranice 95% podobnosti mezi příbuznými sekvencemi 16S rRNA (Wayne et al., 1987). Je-li podobnost menší, patří sekvence jinému rodu.

Protože morfologie stélky (buněk, kolonií, vláken, nárostu) je dosud jediným kritériem pro rozlišení taxonů sinic, a zřejmě bude pro praxi ještě dlouho kritériem jediným, je třeba znát variabilitu morfologických znaků, které se až dosud příliš pozornosti nevěnovalo. Morfologie stélky by měla být i odrazem fylogenetického postavení sekvence 16S rRNA, která je velmi konzervativní a neměla by podléhat vlivu vnějších podmínek. Podmínky prostředí však ovlivňují plasticitu jednotlivých druhů.

Souvislost vzájemného fylogenetického postavení a morfologické plasticity jednoho ukazatele velikosti buněk, jejich šířky, jsme studovali na sedmi kmenech rodu *Chroococcus* (Chroococcales), který vytváří dvou-, čtyř- až osmibuněčné, pevně spojené kolonie. Od jeho popisu Nägelim v r. 1849 bylo popsáno asi 120 druhů a přibýly mnohé morfologicky odlišné typy. Kultivované klony jsme studovali v podmínkách různé intenzity světla, teploty a v různých modifikacích médií, v podmínkách míchaných a klidových kultur (batch cultures).

Po zhodnocení výsledků a srovnání sekvencí těchto populací genetickými vyhodnoceními jsme mohli populace rozčlenit do čtyř skupin, odlišujících se jak morfologií, tak fylogenetickým postavením. Jedna ze skupin vymezila charakteristický rod *Chroococcus* (*Ch. crassus*, *Ch. fuscoviolaceus*, *Ch. minutus*, *Ch. prescotii*). Dvě skupiny se ukázaly být blízcě příbuzné, nebo totožné s jiným rodem (*Eucapsis*, *Synechocystis*). Poslední skupina populací bude ustanovena jako nový rod *Limnococcus* pro planktonní populace, dosud označované jako *Chroococcus limneticus* (Komárková et al., in press).

Citace

Hensyl, W.R. (ed.), 1994. Bergey's Manual of Determinative Bacteriology, 9th ed.

Wayne, L. G., D. J. Brenner, R. R. Colwell, P. A. D. Grimont, O. Kandler, M. I. Krichevsky, W. E. C. Moore, R. G. E. Murray, E. Stackebrand, M. P. Starr & H. G. Trüper, 1987. Report of the ad hoc committee on reconciliation of approaches to bacterial systematics. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology* 37: 463-464.

Komárková J., J. Jezberová, O. Komárek & E. Zapomělová. Environmental conditions as controlling determinants for morphology of *Chroococcus* morphospecies (Cyanobacteria) in the light of phylogenetic relationships. *Hydrobiologia*, *in press*.

VYBRANÉ DRUHY MAKROZOOBENTOSU OTEPLENÉHO PŘÍTOKU ŘEKY NEDVĚDIČKY

Konvičková, V., Růžičková, S. a Helešic, J.

Ústav botaniky a zoologie PřF MU Brno, Kotlářská 2, 611 37 Brno

Globální změny klimatu zcela jistě změní klíčové teplotní a průtokové charakteristiky toků. Významný vliv se dá očekávat u malých a středních toků, kdy dojde ke zvyšování letních maxim, změnám v průběhu teplot během roku a k minimálním průtokům až k vyschnutí. To bude doprovázeno extrémními událostmi v počasí – přívalové deště, náhlá ochlazení a oteplení.

Teplota vody a její roční průběh jsou, společně s fotoperiodou, klíčovými faktory pro životní cyklus říčních bezobratlých organismů. Ovlivňují zárodečný vývoj, larvální růst, emergenci, metabolismus a i samotné přežití organismů. Bezobratlí vyžadují určitý rozsah teplot a její kolísání během roku. Jen pak rychlost a časování vývoje a růst larválních stadií probíhá v návaznosti na roční vývoj a procesy v systému. Pokud je teplota vody nad optimální hodnoty, dochází u populací a společenstev živočichů ve vodním prostředí k významným změnám.

Na řece Nedvědičce na Českomoravské vrchovině, v prostoru mezi Bystřicí nad Pernštejnem a Tišnovem se vlévá do hlavního toku menší (šířka okolo 1,5 m, 15 – 50 l.s⁻¹), oteplený přítok. Je zde jedinečná možnost sledovat tepelné znečištění na malé prostorové škále. Do toku jsou vypouštěny dekontaminované důlní vody a vyčištěné teplé odpadní vody z provozů chemické úpravy s.p. DIAMO o.z. Geam. Jakost vypouštěné vody je, až na zvýšenou teploty (max. až 21°C i v zimě) a konduktivitu (až 1529 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) lepší než v hlavním toku. Na úseku Nedvědičky jsme vybrali čtyři profily, jeden nad přítokem důlních vod (asi 250 m) a dva pod přítokem (250 a 800 m) a jeden je přímo přítok. Na lokalitách od března 2008 probíhá pravidelné měsíční kvantitativní a kvalitativní vzorkování makrozoobentosu. Při vzorkování jsou měřeny základní fyzikálně chemické parametry vody a kontinuálně je měřena teplota vody pomocí registračních teploměrů (odečet každých 15 min. po dobu celého roku). Oteplený přítok je oživen druhy, které se v řece Nedvědičce nevyskytují a jejich výskyt v oteplných vodách je unikátní.

Jsou to *Cordulegaster boltoni* (Donovan, 1807), *Gammarus fossarum* Koch 1835 a *Bythinella austriaca* (Frauenfeld, 1857). Tyto druhy se vyskytují v přítoku důlních vod a *B. austriaca* a *G. fossarum* také v Nedvědičce pod přítokem. *Cordulegaster boltoni* nebyl zatím zjištěn v dalších úsecích řeky. V Nedvědičce nad přítokem druhy zaznamenány nebyly (až *G. fossarum*, ale až 3 km nad profilem).

Cordulegaster boltoni (Donovan, 1807), páskovec kroužkovaný, je vzácná vážka podhorských, horských pramenišť a pramenných stružek, která vyžaduje nenarušený biotop s čistou rychle tekoucí vodou a písčítým substrátem. Druh byl nalezen v tocích s pH 6,0 - 8,3 a maximální teplotou do 26°C a n. v. 300 – 950m. *Gammarus fossarum* Koch 1835, blešivec potoční, preferuje čisté, tekoucí a dobře prokysličené vody, s teplotním optimem 3,6 - 19,1°C, pH 6 – 8 a n.v. nad 400 m. *Bythinella austriaca* (Frauenfeld, 1857), praménka rakouská, je oligostenotermní, s teplotním optimem 8 – 10°C, preferuje dobře prokysličené vody s pH 5 – 8. Vyskytuje se od nadmořské výšky nad 100 m. Nejčastěji obývá prameniště a pramenné stružky obvykle ve vápencových oblastech, na Moravě je místy velmi hojná, v Čechách se

vyskytuje vzácně. Jedná se tedy o druhy preferující spíše chladné vody. Výskyt a rozmnožování *Bythinella austriaca*, s abundancemi až 12 000 ks.m⁻² (živých jedinců), v teplém toku je překapující a zcela nový poznatek.

Výzkum je součástí výzkumného záměru MSM 0021622416.

BIODIVERZITA PERLOOČEK A KLANONOŽCŮ V OBLASTI NADĚJSKÉ RYBNÍČNÍ SOUSTAVY.

Kosík, M.

Laboratoř aplikované ekologie Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích.

Abstrakt.

Jednu odběrnou sezónu, začínající na jaře v roce 2008 a končící odebráním zimních vzorků na konci zimy roku 2009, byla studována biodiverzita perlooček a klanonožců v oblasti Nadějské rybníční soustavy nacházející se v jižních Čechách. Sledovány byly jak rybníční tak i nerybníční lokality (tůně, rybníční stoky, písňík a řeka). Vzorkován byl pelagiál i litorál rybníků. Na celkovém území bylo zaznamenáno velké druhové bohatství koryšů. Celkem 65 druhů (Copepoda 21 a Cladocera 44 druhů). Byla potvrzena hypotéza, že s růstem intenzity rybářského hospodaření a zhušťováním obsádek, dochází k poklesu diverzity zooplanktonu v zóně volné vody (pelagiálu). Potlačené druhy ovšem dokáží přežít v menších prostorech (v litorálech, stokách, tůních, v rybnících s nízkou obsádkou a jiných nerybníčních lokalitách), kde na ně není vyvíjen takový predanční tlak. Na ploše většího území, bohatého na rozličné typy vodních ekosystémů, s rozumnou intenzitou hospodaření, tak druhové bohatství neklesá, nebo jen mírně. V rámci sledování byly porovnány také různé metody odběrů (kvantitativní a semikvantitativní odběr pelagiálu a odběr z litorálu), z hlediska efektivity zachycení co největšího počtu zaznamenaných druhů koryšů. Nejlépe se osvědčila metoda prolovení litorálních partií, doplněná o prolovení břehových okrajů pomocí „talířové“ metody. Tímto způsobem je zachyceno až 93% všech zjištěných druhů koryšů. Standardní semikvantitativní metoda odběru, provedena třemi šikmými tahy o délce 5 m, zachytí 57% a kvantitativní metoda, provedená pomocí planktonního sběrače typu Schindler z celkového objemu 100 litrů, zachytí už jen 45 % z celkového počtu zjištěných druhů. Pokud chceme zjistit co největší druhové spektrum planktonních koryšů v rybnících, je statisticky významně efektivnější prolovení litorálních porostů, než kvantitativní nebo semikvantitativní odběry z volného vodního sloupce. Běžný způsob vzorkování rybníků pomocí semikvantitativní metody, podhodnocuje celkovou diverzitu zooplanktonu.

Klíčová slova: zooplankton, diverzita, planktonní koryši, Copepoda, Cladocera, pelagiál, litorál, rybníky, nerybníční lokality, rybí obsádka.

POTRAVA A PARAZITOFANA ZÁSTUPCOV ČELADÍ *COBITIDAE* A *BALTORIDAE* V RIEKE OLŠAVE

Koščo, J.¹, Manko, P.¹, Košuthová, L.², Mihok, T.² a Vyšin, J.¹

¹Katedra ekológie, Fakulta humanitných a prírodných vied Prešovskej univerzity v Prešove, Ul. 17. Novembra 1, 081 16 Prešov

²Katedra výživy, dietiky a chovu zvierat, Univerzita veterinárskeho lekárstva, Komenského 73, 041 81 Košice

V rámci sledovania autekologických parametrov vybraných druhov rýb v rieke Olšava, sme pozornosť sústredili na potravnú analýzu a parazitologický skrining druhov *Barbatula barbatula*, *Cobitis elongatoides* a *Sabanejewia balcanica*. V rokoch 2007 - 2008 sme uskutočnili niekoľko sezónnych skriningových odlovov a odberov vzoriek, ktoré boli vykonávané pravidelne na troch lokalitách vybraných na základe členenia toku – Opiná, Bidovce a Nižná Myšľa.

Parazitologický skrining sme uskutočnili helmintologickými pitvami. Celkovo bolo vyšetrených 162 ks rýb patriacich k trom druhom slíž severný *Barbatula barbatula* (105 ks), plž vrchovský *Sabanejewia balcanica* (28 ks) a plž podunajský *Cobitis elongatoides* (29 ks) s následným izolovaním, fixovaním a deponovaním odobraného materiálu. Stanovili sme základné epizootologické parametre (prevalencia, intenzita infekcie) jednotlivých tried nájdených helmintov u infikovaných rýb.

Z celkového počtu 162 vyšetrených rýb bolo infikovaných 90 jedincov, pričom prevalencia činila 55,5 % s maximálnou intenzitou infekcie 12 helmintov v jednej rybe. Najviac infikovanou rybou bol slíž severný 82,8 % s prevalenciou (87/105), ostatné dva druhy boli infikované len ojedinele. *C. elongatoides* len v 1 prípade zástupcami triedy *Nematoda* (3,4%) s intenzitou infekcie 8 a *S. balcanica* - len 2 pozitívne ryby s nálezom háčikohlavcov *Acanthocephala* (7,1%), intenzita infekcie 1, tieto jedince pochádzali z lokality Bidovce. Zo zistených parazitov prevažoval výskyt črevných nematód 46/105 (43,8 %) u druhu *B. barbatula*, najvyššia prevalencia bola zaznamenaná na lokalite Opiná – 75,9 % (41/54) ako aj najvyššia intenzita infekcie (1-10). Háčikohlavcami druhu *Pomphorhynchus laevis* (Müller, 1776) boli slíže infikované na všetkých troch lokalitách (37,1%), najviac na lokalite Bidovce 71,4% (20/28) s max. intenzitou 12, menej v N. Myšli – 60,8% s max. intenzitou infekcie 4 a najmenej v hornom úseku rieky – Opinej 9,25% (5/54), max. intenzita infekcie 6.

Potravu sme zisťovali analýzou obsahu tráviacich traktov rýb fixovaných vo formaldehyde. Samotná analýza bola vykonaná spolu s parazitologickým vyšetrením pod stereomikroskopom, komponenty sme determinovali podľa zachovaných častí tiel. Na základe vyšetrení sme zistili, že u druhu *Barbatula barbatula* z jesenných odberov dominovali larvy vodného hmyzu najmä pakomáre (*Chironomidae*) a podenky *Ephemeroptera*. Pestrosť prijatej potravy bola výrazne vyššia na lokalite Opiná (9 taxonomických skupín), kým na lokalite Bidovce to boli len pakomáre. Výsledky jarných odberov boli na lokalite Opiná podobné jesenným, kým v Bidovciach dominovali kukly *Diptera* a *Simuliidae*. Pestrosť potravných komponentov bola u rýb lovených na jar vyššia na oboch lokalitách (Opiná 10; Bidovce 7). V lokalite Nižná Myšľa boli analyzované len jarné odbery, tu sme stanovili 8 komponentov a v potrave dominovali kriváky (*Gammarus* sp.), podenky a pakomáre. U druhu *Cobitis taenia* z lokality Bidovce sme v jesennom období v potrave potvrdili iba veslonôžky (*Copepoda*), na jar však bola potrava pestrá (7 komponentov) s dominanciou lariev

pakomárov a kúkiel dvojkřídlóvcov. Výsledky analýzy potravy druhu *Sabanejewia balcanica* boli podobné ako pri *C. taenia*. Kým na jeseň konzumoval prevažne planktonické perloočky (*Cladocera*) a potrava bola okrem nich tvorená ešte pakomármi, ryby ulovené na jar mali potravu pestrú (6 zložiek) a dominovali dvojkřídlóvce, najmä pakomáre.

Práca bola podporená grantovými prostriedkami projektu APVV - 0154-07.

MRTVÉ DŘEVO: JAKÉ MÁ MÍSTO V NAŠICH VODÁCH?

Koženy, P.

*Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.Masaryka., v.v.i., Podbabská 30, 16000 Praha 6.
e-mail: pavel_kozeny@vuv.cz, tel: +420 220197265*

Úvod

Dřevní hmota jako součást vodních ekosystémů je v posledních desetiletích častým tématem výzkumu i předmětem vodohospodářské praxe v řadě vyspělých států světa. Jde vlastně o rozměrově největší frakci partikulovaného organického materiálu, který se ve vodních ekosystémech vyskytuje. Podle třídění zažitého v literatuře ji můžeme rozdělit na tzv. fine woody debris (FWD – kusy dřeva o průměru mezi 1 a 10 cm) a tzv. large woody debris (LWD – kusy dřeva o průměru 10 a více centimetrů s délkou alespoň 1 metr). V tomto článku se budeme dále zabývat dřevní hmotou větších rozměrů (LWD), kam spadají silné větve, části kmenů i celé vyvrácené stromy.

Pro výskyt dřeva v korytě vodního toku je rozhodující přítomnost starého dřevinného porostu na jeho březích (Collins a Montgomery, 2002; Benda a kol., 2003; Kail a Hering, 2005). Dřevní hmota do vodního toku přirozeně vstupuje sesouváním stromů z podemletých břehů, při povodních nebo pádem stromů a větví do koryta při mimořádných povětrnostních situacích (Benda a kol., 2003). Dřevní hmota je dynamickou složkou přirozených koryt. Po svém vstupu do koryta podléhá rozkladu, fragmentaci a abrazi vodním proudem. Může být zahrnuta sedimentem nebo je odplavována povodněmi na místo nové depozice, kde mohou vznikat akumulace naplaveného dřeva.

Jak bude popsáno dále, LWD je významnou složkou přirozených vodních toků. Hraje zásadní roli v utváření morfologického stavu koryta a vytváří podmínky pro biologickou rozmanitost daného území. Pro běžnou praxi jsou však charakteristické spíše obavy z povodňových škod vzniklých v souvislosti s naplaveným dřevem. Výzkum parametrů, které zvyšují stabilitu dřevní hmoty v přirozených vodních tocích, může umožnit využití kladů dřevní hmoty pro ekosystém a zároveň snížit riziko spojené s jejím odplavováním při povodních na přijatelnou míru.

Význam LWD pro vodní ekosystémy

Vliv dřeva na vodní toky a jejich ekosystém můžeme shrnout do tří vzájemně souvisejících okruhů – význam hydraulický, morfologický a biologický.

Ponořené dřevo klade odpor vodnímu proudu a tím zvyšuje drsnost koryta a zpomaluje odtok vody (Shields a Smith 1992; Gippel, 1995; Buffington a Montgomery, 1999; Curran a Wohl, 2003). Turbulentní proudění usnadňuje prokysličování a samočistící procesy ve vodním toku. V důsledku změn rychlosti a směru proudění vody urychluje dřevo vymílání a ukládání sedimentu, způsobuje vznik tůní a ve svém proudovém stínu umožňuje vznik šterkopískových lavic (Abbe a Montgomery, 1996). Jednotlivé velké kusy a především akumulace dřevní hmoty odklánějí proudnici vodního toku a zvyšují zákrutovitost (sinusoitu) koryta. V povodích, kde je přísun dřeva opravdu vysoký, ovlivňují jeho akumulace celý říční vzor (Abbe a Montgomery, 2003). V přirozených tocích tvoří dřevo pevnou strukturu dna a zabraňuje hloubkové erozi (Brooks a Brierley, 2004; Brooks a kol, 2006). Bylo prokázáno, že

vodní toky s množstvím dřeva v korytě zadržují více organického i anorganického materiálu a pomaleji transportují sedimenty dále po proudu (Beschta, 1979, Bilby a Likens, 1980; Bilby, 1981). Takové toky mají rovněž členitá koryta s proměnlivou šířkou a hloubkou (Kail, 2003). Jejich dno je obvykle tvořeno mozaikou různých velikostních frakcí sedimentu (Buffington, 1995). Morfologicky členité koryto poskytuje velké množství stanovišť pro vodní organismy. Dřevo samotné je dlouhodobým zdrojem živin pro bakterie a houby (Bilby, 2003). Biofilm na jeho povrchu poskytuje potravu bezobratlým živočichům (Godfrey, 2003; Hoffmann a Hering, 2000; Benke a Wallace, 2003). Dřevo je zároveň strukturou, která umožňuje přisednutí (např. larvám hmyzu) (Benke a Wallace, 2003) nebo tvoří úkryt, místo k odpočinku, tření či přezimování ryb (Angermeier a Karr, 1984; Dolloff a Warren, 2003). Bylo prokázáno, že vodní toky bohaté na dřevní hmotu mají vyšší produkci a diverzitu ryb a vodních bezobratlých (Dolloff a Warren, 2003; Wondzell a Bisson, 2003). Od devadesátých let dvacátého století je patrný trend využití dřevní hmoty v revitalizaci upravených toků nebo stabilizaci koryt postižených zrychlenou erozí (Brooks a kol, 2006; Lester a Boulton, 2008; Kail a kol. 2007).

Evropské vodní toky byly po staletí kultivovány lidskou činností. Dřevo z nich vymizelo a dodnes je vnímáno spíše jako závažná závada v korytě (pokud použijeme terminologii našeho vodního zákona a související vyhlášky upravující správu vodních toků) a správce vodního toku je má za povinnost odstraňovat. Od 20. století ovšem množství dřeva ve vodních tocích řady oblastí v Evropě pomalu vzrůstá. Stejný vývoj můžeme pozorovat i v České Republice. Navíc na území řady zvláště chráněných území je snaha ponechat přirozené vodní toky samovolnému vývoji a dřevní hmotu z nich neodstraňovat. V tomto případě je třeba zvolit citlivou údržbu koryta, která ponechá většinu mrtvé dřevní hmoty na místě, ale zároveň omezí rizika spojená s odplavováním dřeva při povodních.

Které dřevo je stabilní?

Z praktického hlediska je pro management dřevní hmoty na neupravených vodních tocích důležité posouzení její stability při povodni. Taková studie byla provedena na modelových lokalitách na řece Moravě v Litovelském Pomoraví a řece Blanici na Šumavě. Obě lokality představují úseky řek s množstvím dřevní hmoty v korytě (eventuelně v přilehlé nivě) a minimálními lidskými zásahy v současnosti. Na obou lokalitách byly popsány jednotlivé kusy LWD a bylo rozlišeno, zda jde o kus v minulosti naplavený při povodni nebo autochtonní kus vyskytující se v místě svého vzniku (vývraty, zlomené stromy a větve). V obou případech byly změřeny rozměry LWD a morfologické parametry mající největší vliv na stabilitu – přítomnost kořenů (kořenového balu) a rozvětvení (přítomnost koruny nebo silných větví). V případě lokality na řece Moravě byla ještě hodnocena orientace kmenů v korytě.

Na obou lokalitách srovnání potvrdilo velký význam stabilizujících struktur. Na řece Blanici se mezi naplavenými kusy LWD (N = 284) vykytovalo jen 7% kmenů s korunou a/nebo kořeny, zatímco mezi autochtonními kusy LWD (N = 225) se takových kmenů vyskytovalo 62 %. Podobný výsledek přineslo i hodnocení LWD na řece Moravě v Litovelském Pomoraví. Mezi naplavenými kmeny (N = 85) se vyskytovalo jen 18 % kmenů s korunou a/nebo kořeny oproti LWD autochtonním (N = 89), kde 91 % kmenů mělo korunu a/nebo kořeny.

Délka naplavených kusů LWD byla na obou lokalitách významně menší než u kusů autochtonních. Lze říci, že v případě Blanice bylo naprosto výjimečné odplavení kusů LWD delších než 1,1 násobek šířky koryta, zatímco na lokalitě Morava byly pouze výjimečně odplavovány kmeny o délce větší než 0,7 násobku šířky koryta.

Mezi autochtonními kmeny na lokalitě Morava převládaly kmeny s orientací paralelní se směrem proudění s patou kmene vpředu a korunou po proudu.

Z výše uvedených výsledků vyplývá, že pro konkrétní lokalitu lze sestavit orientační pravidla pro posuzování stability dřevní hmoty uložené v korytě a přilehlé nivě. Toho lze využít pro návrh selektivního managementu dřevní hmoty na tocích, kde je její rozsáhlé odstraňování nevhodné. Pro interpretaci výše uvedených výsledků je třeba podotknout, že rozlišení naplavené a autochtonní dřevní hmoty je poměrně jednoduché a robustní. Analyzovaná dřevní hmota leží na lokalitě více let a její stabilita byla „testována“ řadou povodní v minulosti. Vzhledem k charakteru zkoumaných lokalit lze výsledky vztáhnout na řadu neupravených vodních toků s členitým korytem a alespoň částečně zalesněnou nivou. Pro jiné typy koryt (kaňonovitá, kapacitní upravená) je třeba použít jiných přístupů (kotvení kmenů, lapače splávní), protože stabilita dřevní hmoty je zde výrazně nižší.

Poděkování

Tento příspěvek vznikl s podporou výzkumného záměru MZP 0002071101.

Citovaná literatura:

ABBE T. B. & MONTGOMERY D. R. (1996): Large woody debris jams, channel hydraulics and habitat formation in large rivers. - *Regulated Rivers: Research and Management* 12: 201-221.

ABBE T. B. & MONTGOMERY D. R. (2003): Patterns and processes of wood debris accumulation in the Queets river basin, Washington. - *Geomorphology* 51, 81-107.

ANGERMEIER P. L. & KARR J. R. (1984): Relationships between woody debris and fish habitat in a small warmwater stream. - *Transactions of the American Fisheries Society* 113: 716-726.

BENDA, L., MILLER, D., SIAS, J., MARTIN D. BILBY R. VELDHUISEN C. & DUNNE T. (2003): Wood recruitment processes and wood budgeting. - In: Gregory S. V. Boyer K. L. & Gurnell A. M. [eds.] 'The ecology and management of wood in world rivers'. pp. 49-73. American Fisheries Society: Bethesda, Maryland. ISBN 1-888569-56-5.

BENKE A. C. & WALLACE J. B. (2003): Influence of wood on invertebrate communities in streams and rivers. - In: Gregory S. V. Boyer K. L. & Gurnell A. M. [eds.] 'The ecology and management of wood in world rivers'. 149-177. American Fisheries Society: Bethesda, Maryland. ISBN 1-888569-56-5.

BESCHTA R. L. (1979): Debris removal and its effects on sedimentation in an Oregon Coast Range stream. - *Northwest Science* 53: 71-77.

BILBY R. E. (1981): Role of organic debris dams in regulating the export of dissolved and particulate matter from a forested watershed. - *Ecology* 62, 1234-1243.

BILBY R. E. (2003): Decomposition and nutrient dynamics of wood in streams and rivers. - In: Gregory S. V. Boyer K. L. & Gurnell A. M. [eds.] 'The ecology and management of wood in world rivers'. pp. 135-147. American Fisheries Society: Bethesda, Maryland. ISBN 1-888569-56-5.

- BILBY R. E. & LIKENS, G. E. (1980): Importance of organic debris dams in the structure and function of stream ecosystems. - *Ecology* 61, 1107-1113.
- BROOKS A. P. & BRIERLEY G. J. (2004): Framing realistic river rehabilitation targets in light of altered sediment supply and transport relationships: lessons from East Gippsland, Australia. - *Geomorphology* 58, 107-123.
- BROOKS A. P. HOWELL T. ABBE T. B. & ARTHINGTON A. H. (2006): Confronting hysteresis: Wood based river rehabilitation in highly altered riverine landscapes of south-eastern Australia.- *Geomorphology* 79, 395-422.
- BUFFINGTON J. M. (1995): Effects of Hydraulic Roughness and Sediment Supply on Surface Textures of Gravel-bedded Rivers. - MSc. Thesis, University of Washington. 167 pp.+ suppl.
- BUFFINGTON J. M. & MONTGOMERY D. R. (1999): Effects of hydraulic roughness on surface textures of gravel-bed rivers. - *Water Resources Research* 35(11), 3507-3521.
- COLLINS B. D. & MONTGOMERY D. R. (2002): Forest development, wood jams, and restoration of floodplain rivers in the Puget lowland, Washington. - *Restoration Ecology* 10, 237-247.
- CURRAN J. H. & WOHL E. E. (2003): Large woody debris and flow resistance in step-pool channels, Cascade Range, Washington. - *Geomorphology* 51, 141-157.
- DOLLOFF C. A. & WARREN J. (2003): Fish relationships with large wood in small streams. - In: Gregory S. V. Boyer K. L. & Gurnell A. M. [eds.] 'The ecology and management of wood in world rivers'. pp. 179-193. American Fisheries Society: Bethesda, Maryland. ISBN 1-888569-56-5.
- GIPPEL, C. J. (1995): Environmental Hydraulics of Large Woody Debris in Streams and Rivers. - *Journal of Environmental Engineering* 121, 388-395.
- GODFREY A. (2003): A review of the invertebrate interest of coarse woody debris in England. - *English Nature* ,No. 513.
- HOFFMANN A. & HERING D. (2000): Wood-associated macroinvertebrate fauna in Central European streams. - *International Review of Hydrobiology* 85, 25-48.
- KAIL J. (2003): Influence of large woody debris on the morphology of six central European streams. - *Geomorphology* 51, 207-223.
- KAIL J. & HERING D. (2005): Using large wood to restore streams in Central Europe: Potential use and likely effects. - *Landscape Ecology* 20, 755-772.
- KAIL J. HERING D. MUHAR S. GERHARD M. & PREIS S. (2007): The use of large wood in stream restoration: experiences from 50 projects in Germany and Austria. - *Journal of Applied Ecology* 44, 1145-1155.
- LESTER R. E. & BOULTON A. J. (2008): Rehabilitating Agricultural Streams in Australia with Wood: A Review. - *Environmental Management* 42, 310-326.

SHIELDS JR F. D. & SMITH R. H. (1992): Effects of large woody debris removal on physical characteristics of a sand-bed river. - *Aquatic Conservation* 2, 145-163.

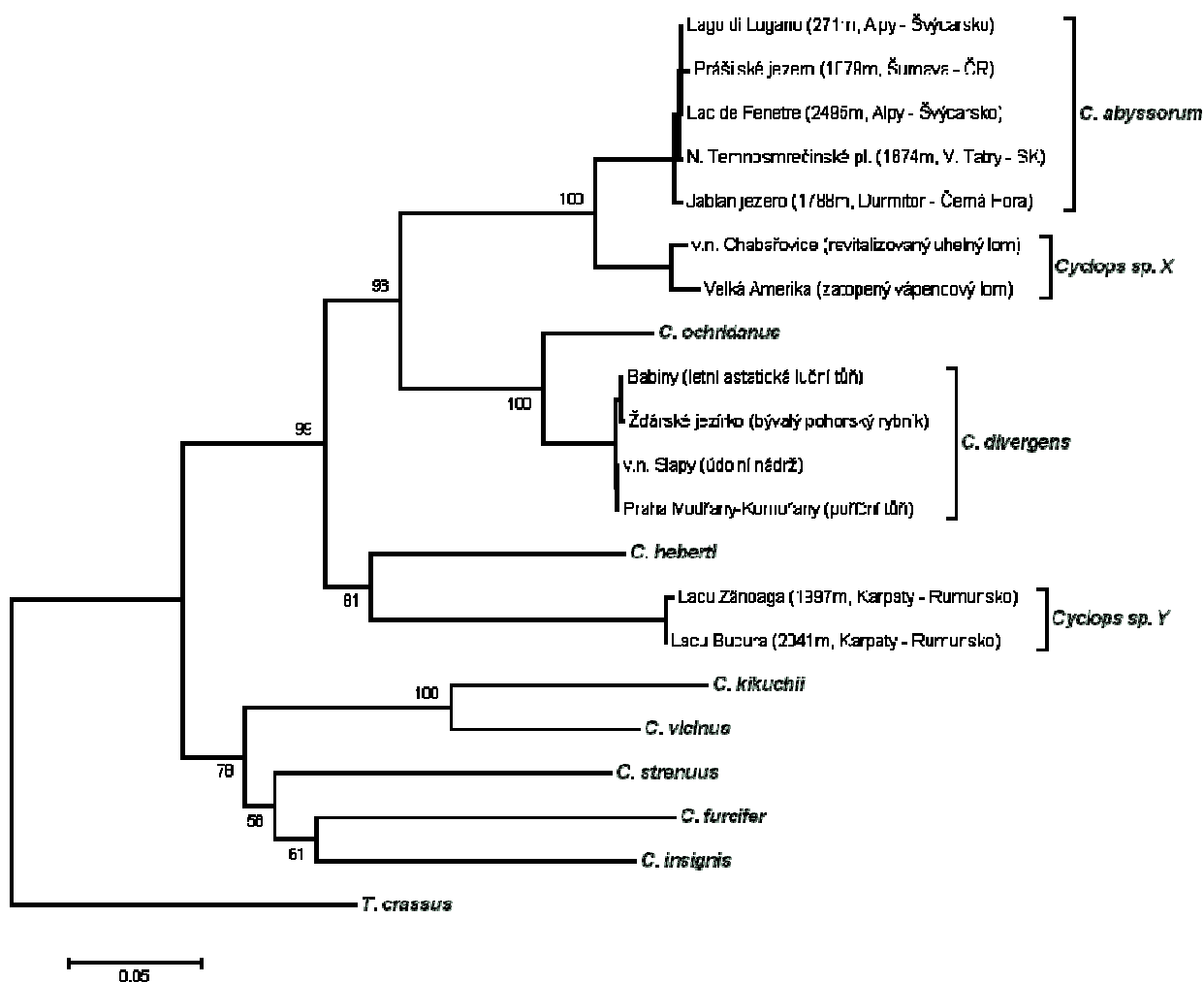
WONDZELL S. M. & BISSON P. A. (2003): Influence of wood on aquatic biodiversity. - In: Gregory S. V. Boyer K. L. & Gurnell A. M. [eds.] 'The ecology and management of wood in world rivers'. pp. 249-263. American Fisheries Society: Bethesda, Maryland. ISBN 1-888569-56-5.

GENETICKÁ VARIABILITA STŘEDOEVROPSKÝCH BUCHANEK R. *CYCLOPS*

Krajíček, M.

Katedra ekologie Přírodovědecké fakulty UK v Praze, m.krajicek@gmail.com

Systematika buchanek rodu *Cyclops* založená převážně na morfologických znacích bývá občas problematická. Proto jsem se ve svém projektu zaměřil na popis genetické variability pomocí částečných sekvencí mitochondriálních genů. Následné porovnání těchto molekulárně biologických kritérií s morfologickými přispělo k vyřešení některých systematických problémů tohoto rodu.



Fylogram z 21 sekvencí části genu pro 12S rRNA (délka alignmentu 404 znaků včetně mezer) vytvořený metodou Neighbor-Joining. Výběr sekvencí zahrnuje všechny studované druhy rodu *Cyclops* s důrazem na populace *C. abyssorum* G.O.Sars, 1863; *C. divergens* Lindberg, 1936 (syn.: *Cyclops singularis* Einsle, 1996); *Cyclops sp. X* a *Cyclops sp. Y*. Čísla u jednotlivých větví vyjadřují hodnoty bootstrap (počítané pro 1000 opakování). Měřítko odpovídá rozdílu 5 % v nukleotidovém složení sekvencí.

V projektu byly zahrnuty populace buchaneček rodu *Cyclops* ze 70 lokalit (všechny známé druhy z České Republiky, populace *C. abyssorum* ze Švýcarska, Slovenska, Černé Hory a endemický druh *C. ochridanus* z jezera Ochrid v Makedonii. Ze vzorků fixovaných 95% ethanolom bylo vybráno vždy několik dospělých samic, které byly morfologicky určeny do druhu (dle Einsle 1996b) a izolována DNA pomocí roztoku proteinasy K (dle Schwenk a kol. 1998). Následovala amplifikace částí mitochondriálních genů pro: cytochrom oxidázu I (testovány různé primery), 12S rRNA a 16S rRNA. Po několika pilotních pokusech byl pro následující práci vybrán jako nejvhodnější gen pro 12S rRNA (primery dle Machida a kol. 2004), protože pouze jeho amplifikace byla úspěšná u všech studovaných populací. Ze získaných sekvencí 12S rRNA byly sestrojeny alignmenty (o délce cca. 400 párů bazí) a dendrogramy (převážně metodou Neighbour-Joining). Vnitrodruhová variabilita byla max. 0,1 %, mezidruhová variabilita pak 0,6 – 4,5 %. Z výsledných dendrogramů vyplývá několik zajímavých závěrů.

Cyclops abyssorum G.O.Sars, 1863 byl poprvé popsán na základě vzorků dvou jezerních populací v Norsku, které vykazovaly poměrně nízkou morfologickou variabilitu. V Evropě se hojně vyskytuje v jezerech ledovcového původu a je značně morfologicky i ekologicky variabilní (Einsle 1975). Einsle (1980) připouštěl, že morfologická variabilita může být způsobena adaptací na dané prostředí. Pozoroval, že charakteristický znak vysokohorských populací *C. abyssorum* „*tatricus*“ (široký druhý tělní somit, Th2) v laboratorním chovu v další generaci zmizel. Ve své monografii Einsle (1996b) vymezil ve střední Evropě 3 ekotypy: „*praealpinus*“ (velká a hluboká subalpínská jezera), „*tatricus*“ (vysokohorská jezera) a „*divulsus*“ (permanentní nížinné vody). Všechny populace buchaneček, které jsem na základě sekvencí mitochondriálních genů přiřadil k *Cyclops abyssorum*, pocházejí z horských jezer ledovcového původu. Výskyt tohoto druhu, občas hlášený z nížinných jezer a drobných vod střední a jižní Evropy, by bylo třeba zrevidovat.

Ekologická valence druhu označovaného donedávna jako *C. singularis* Einsle, 1996 je širší, než se předpokládalo a není omezena pouze na jarní astatické vody. Jedinci, které jsem analyzoval, pocházejí z následujících lokalit: poříční tůň Praha Modřany-Komořany (výskyt dospělých jedinců na jaře; při vysokém stavu vody a vysokém průtoku možnost šíření řekou po zátopovém území); letní astatická tůň Babiny; Žďárské jezírko na Šumavě (někdejší podhorský rybník, nyní neobhospodařovaný); Slapská údolní nádrž. Ze Slapské nádrže hlásili tento druh již Brandl a Lavická (2002), předběžně pod názvem *Cyclops abyssorum*. Nejnověji ztotožnila Hołyńska (2008) druh *C. singularis* Einsle, 1996 s dříve popsaným taxonem *Cyclops abyssorum divergens* Lindberg, 1936, o němž předpokládá, že žije i v jezerech. To by bylo ve shodě s výskytem ve Slapské nádrži. Na základě nových zjištění Hołyńské (2008) a zjištění svých označuji tento druh prozatím jako *Cyclops divergens* Lindberg, 1936 (syn.: *Cyclops singularis* Einsle, 1996).

Druh *C. vicinus* Claus, 1857 je v současnosti u nás nejčastěji se vyskytující buchankou rodu *Cyclops*. Přestože byly do analýzy zařazeny populace z různých typů tůní, rybníků a nádrží z různých míst ČR, sekvence vykazují nulovou variabilitu a studované populace *C. vicinus* jsou tedy geneticky uniformní. Buchanky druhu *C. kikuchii* Smirnov, 1932 jsou morfologicky téměř identické s druhem *C. vicinus* (hlavní morfologický rozdíl je v délce furkálních brv) a dlouho měly pouze status poddruhu (*C. vicinus kikuchii*). Přiřazení do samostatného druhu definitivně provedl až Einsle (1996b) za použití metody enzymové elektroforézy. Nyní se podařilo tento druh *C. kikuchii* (stabilní populace na Sokolovsku, leg. Přikryl) potvrdit na molekulární úrovni i sekvencemi 12S rRNA.

Na dendrogramu se dále zřetelně oddělila větev s populacemi *Cyclops* sp. X ze zatopeného lomu Velká Amerika na Berounsku a z nádrže Chabařovice v pokročilé fázi napouštění. Obě lokality jsou člověkem vytvořené a velmi mladé. Z morfologického hlediska jsou obě populace velmi blízké druhu *C. abyssorum*, z hlediska molekulárně-biologického jsou tomuto druhu sice blízké, ale zato jasně vymezené. Dalším překvapením byl vznik samostatné větve tvořené dvěma populacemi *Cyclops* sp. Y z ledovcových horských jezer v rumunských Karpatech (opět morfologicky blízké druhu *C. abyssorum*). Přesnější určení všech těchto populací bude vyžadovat další podrobnější analýzy molekulární i morfologické.

Dále byl na základě molekulárně-biologického přístupu poprvé v ČR prokázán výskyt druhu *C. hebertii* Einsle, 1996 (jarní luční rozlita v Pomoraví). V tomto případě předcházelo vyčlenění populace na základě sekvencí 12S rRNA druhovému určení podle morfologických znaků.

Na závěr přednášky bych chtěl představit svůj probíhající PhD. projekt „Diversity of european freshwater copepod species: phylogeny, ecology and phylogeography” a některé jeho pilotní výsledky.

Literatura:

Brandl Z. & Lavická M., 2002: Morphological differentiation of some populations of the genus *Cyclops* Copepoda: Cyclopoida) from Bohemia (Czech Republic).– Acta Soc. Zool. Bohem. 66:161-168.

Einsle U. (1975) – Revision der Gattung *Cyclops* s. str., speziell der *abyssorum*-Gruppe. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 32: 97-214.

Einsle U. (1980) - Systematic problems and zoogeography in Cyclopoids. In: Kerfoot W.Ch. (ed.) – Evolution and Ecology of Zooplankton Communities. The University Press of New England, Trustees of Dartmouth College, 679-684.

Einsle U. (1996a) – *Cyclops heberti* n. sp. and *Cyclops singularis* n. sp., two new species within the genus *Cyclops* ('*strenuus*-subgroup') (Crust. Copepoda) from ephemeral ponds in southern Germany. Hydrobiologia 319: 167-177.

Einsle U. (1996b) – Copepoda: Cyclopoida, Genera *Cyclops*, *Megacyclops*, *Acanthocyclops*. In: Dumont H.F.J. (ed.) – Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World. SPB Academic Publishing, Amsterdam, 82 s.

Hołyńska M. 2008: On the morphology and geographical distribution of some problematic South Palearctic *Cyclops* (Copepoda: Cyclopidae) – Journal of Natural History 42:2001–2039.

Machida R.J., Miya M.U., Nishida M. & Nishida S. (2004) – Large-scale gene rearrangements in the mitochondrial genomes of two calanoid copepods *Eucalanus bungii* and *Neocalanus cristatus* (Crustacea), with notes on new versatile primers for the srRNA and COI genes. Gene 332: 71-78.

Schwenk K., Sand A., Boersma M., Brehm M., Mader E., Offerhaus D. & Spaak P. (1998) – Genetic markers, genealogies and biogeographic patterns in cladocera. *Aquatic Ecology* 32: 37-51.

LIMNOLOGIE TEKOUČÍCH VOD DEVÍTI VYBRANÝCH POVODÍ SÍTĚ GEOMON

Krám, P.¹, Traister, E.², Kolaříková, K.³, Oulehle, F.¹ a Fottová, D.¹

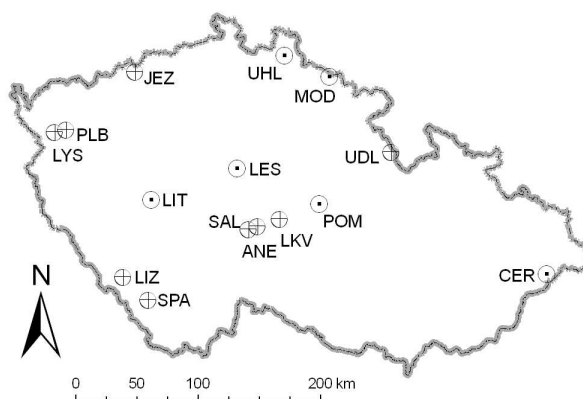
¹ Česká geologická služba, Odbor environ. geochemie a biogeochemie, Klárov 3, 118 21 Praha 1

² University of New Hampshire, Department of Natural Resources and the Environment, Durham, NH 03824, USA

³ Univerzita Karlova, Ústav pro životní prostředí, Benátská 2, 128 01 Praha 2

Úvod

Cílem dlouhodobého monitoringu v síti malých povodí GEOMON (Obr. 1) je výzkum vztahů mezi atmosférickou depozicí a chemickým složením vodotečí (Oulehle et al. 2008). Povodí jsou většinou zalesněna monokulturami smrku ztepilého (*Picea abies*). Projekt GEOMON vedený D. Fottovou probíhá systematicky od roku 1994. Tento příspěvek se zabývá hlavně stavem makrozoobentosu.



Obr.1 Umístění malých lesních povodí sítě GEOMON. Křížky označují devět povodí, kde byly provedeny na přelomu jara a léta roku 2007 odběry makrozoobentosu, tečky označují zbývajících šest povodí.

Metody

Pro odběry makrozoobentosu (bentické makrofauny) byly vybrány nevysychající vodoteče menších povodí (22-261 ha) reprezentující historický gradient zatížení kyselou depozicí. Na každém povodí byl nad přelivy vytyčen úsek toku dlouhý 100 m, v jehož rámci byly vybrány hlavní habitaty, kde tři úseky reprezentovaly peřeje, tři tůně a další tři bystřiny. Na každém povodí bylo tedy odebráno 9 vzorků a to pomocí síta, zviřením dna a drhnutím kamenů v okruhu cca 30 cm uvnitř rámu síta. Odběry makrozoobentosu byly prováděny ve shodě se standardními metodikami (Stuchlík et al. 2004, 2006) a za nízkých průtoků. Determinaci provedly v terénu K. Kolaříková a E. Traister. Byly vyhodnoceny čáry překročení denních průtoků z jednotlivých hydrologických let 1994-2005 (Krám a Fottová 2007), v této práci se zaměřením na nízké hodnoty reprezentované 355-denními průtoky (Q_{355}) a na mediánové hodnoty reprezentované 183-denními průtoky ($Q_{183} = Q_{med}$).

Výsledky

Celkem bylo určeno 30 čeledí makrozoobentosu a navíc 2 taxony byly zařazené jen do tříd. Z toho bylo 27 čeledí a 5 řádů hmyzu. Detailní výsledky zkoumání makrozoobentosu byly popsány v přehledné tabelární formě (Krám et al. 2008).

Anenské povodí (ANE) leží na sillimaniticko-biotitické pararule. Q_{355} se pohybovaly mezi 0,01 a 0,21 l s⁻¹ a Q_{med} byly 0,22-0,53 l s⁻¹. Odběry makrozoobentosu v peřejích proběhly 15.6., v tůních a bystřinách 16.6.2007. Bylo nalezeno 18 taxonů makrozoobentosu, 16 taxonů členovců (hmyz a pavoukovci) a po jednom taxonu červů (máloštětinatci) a měkkýšů (mlži). Mezi hmyzem byli rovnoměrně zastoupeni jedinci dvoukřídlých (33%), chrostíků (28%), pošvatek (20%), brouků (12%) a jepic (8%). Nejvíce taxony byli zastoupeni dvoukřídlí (7). Celkem bylo popsáno 514 jedinců makrozoobentosu, což bylo nejméně ze všech devíti potoků.

Podloží Jezeří (JEZ) tvoří dvojslídná rula. Dlouhodobé Q_{355} byly 0,5-8,8 l s⁻¹ a Q_{med} 7-33 l s⁻¹. Odběry makrozoobentosu v peřejích a v bystřinách proběhly 23.6., v tůních 24.6.2007. Popsáno bylo 901 jedinců makrozoobentosu, bylo nalezeno 19 taxonů, z toho 17 taxonů členovců (hmyz a pavoukovci) a 2 taxony červů - máloštětinatců a ploštěnek. Mezi hmyzem převládali dvoukřídlí, kteří tvořili 54% nalezených jedinců. Pošvatky tvořily 18% jedinců a chrostíci 15%, nejméně byli zastoupeni jedinci jepic (8%) a brouků (5%). Dvoukřídlí byli zastoupeni 6 taxony, z tohoto hlediska byli také hojně zastoupeni chrostíci (4 taxony).

Povodí Liz (LIZ) leží na sillimaniticko-biotitických pararulách. Q_{355} byly mezi 2,4 a 5,9 l s⁻¹ a Q_{med} 4,0-12,0 l s⁻¹. Makrozoobentos bystřin byl ovzorkován 8.7., zbývající odběry peřejí a tůní se uskutečnily 9.7.2007. Zjištěno bylo 811 jedinců z 20 taxonů, což znamenalo druhý nejvyšší počet zjištěných taxonů. Členovci byli zastoupeni 18 taxony (hmyz a korýši) a červi 2 taxony máloštětinatců a ploštěnek. Mezi hmyzem převládali jedinci dvoukřídlých (51%) a pošvatek (37%). Dvoukřídlí byli zastoupeni 7 taxony.

Podloží Loukova (LKV) tvoří dvojslídný granit. Q_{355} se pohybovaly od 0 do 1,5 l s⁻¹ a Q_{med} byly v rozpětí 1,0-3,6 l s⁻¹. Odběry makrozoobentosu peřejí a tůní byly provedeny 19.6., bystřin 20.6.2007. Byl zde nalezen největší počet jedinců makrozoobentosu (1553), zastoupený 16 taxony. Zjištěno bylo 1504 jedinců hmyzu tvořících 13 taxonů. U hmyzu dominovaly pošvatky, které tvořily 74%, daleko menší počet (21%) tvořili dvoukřídlí, kteří ale naopak převládali počtem 6 taxonů. Na tomto druhém nejkyseljším povodí byla zjištěna druhá nejmenší biodiverzita.

Lysina (LYS) je budována leukokráním granitem. Q_{355} se pohybovaly mezi 0,05 a 0,3 l s⁻¹ a Q_{med} od 1,1 do 3,6 l s⁻¹. Odběry makrozoobentosu proběhly 10.6. 2007. Na tomto nejkyseljším povodí byla zjištěna daleko nejnižší druhová pestrost, jen 9 taxonů. Počet jedinců makrozoobentosu byl 972, z toho 858 jedinců hmyzu. Mezi hmyzem dominovali jedinci pošvatek (71%), dvoukřídlí byli zastoupeni 26%. Všechny hmyzí řády byly zastoupeny stejným počtem dvou čeledí. Podle předcházejících odběrů z 20.6.2000, 30.9.2004 (Stuchlík et al. 2004), 28.4., 8.7. a 19.10.2005 (Stuchlík et al. 2006) se na LYS vyskytovaly hlavně pošvatky *Leuctra nigra*, *Nemouridae* a *Nemurella pictetii*, chrostík *Pleurocnemia conspersa*, kteří jsou extrémně acidotolerantní a muchnička *Simulium sp.* jako zástupce dvoukřídlých.

Pluhův bor (PLB) je tvořený ultrabazickým hadcem. Q_{355} se pohybovaly mezi 0,03 a 0,11 l s⁻¹ a Q_{med} od 0,3 do 1,0 l s⁻¹. Odběry makrozoobentosu v peřejích proběhly 8.6., v tůních a

bystřinách 9.6.2007. Zaznamenáno bylo 604 jedinců z 19 taxonů. Členovci byli zastoupeni 17 taxony (hmyz a pavoukovci), červi 2 taxony máloštětinatců a ploštěnek. Mezi hmyzem převládali jedinci pošvatek (41%) a dvoukřídlých (37%). Dvoukřídlí byli zastoupeni 7 taxony.

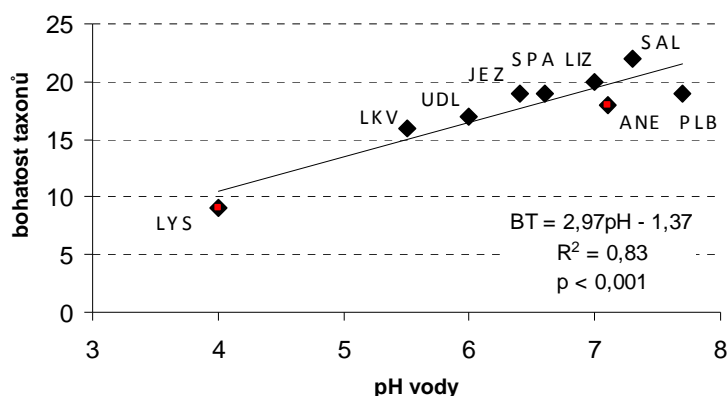
Podloží Salačovy Lhoty (SAL) je sillimaniticko-biotitická pararula. V letech 1994-2005 byly Q_{355} 1,6-6,4 l s⁻¹ a Q_{med} 3,6-8,2 l s⁻¹. Makrozoobentos peřejí byl odebrán 17.6., odběry v tůních a bystřinách proběhly 18.6.2007. Na SAL byl shromážděn největší počet taxonů (22) a bylo tu napočítáno 955 jedinců. Bylo zaznamenáno 439 jedinců hmyzu tvořících 17 taxonů. Z hlediska počtu jedinců hmyzu převládali dvoukřídlí, kteří tvořili 41%, menší počet (21%) tvořily pošvatky.

Na Spálenci (SPA) převažuje granulitová rula. Q_{355} byly 0,3-2,6 l s⁻¹ a Q_{med} 1,6-8,3 l s⁻¹. Odběry makrozoobentosu proběhly 10.7. 2007 a při odběrech bylo zaznamenáno 667 jedinců z 19 taxonů. Členovci byli zastoupeni 17 taxony (hmyz, korýši a pavoukovci), červi a měkkýši byli zastoupeni po 1 taxonu. Mezi hmyzem (542 jedinců) dominovali jedinci dvoukřídlých (74%), daleko před pošvatkami (19%). Dvoukřídlí byli zastoupeni 6 taxony.

Povodí U dvou louček (UDL) je budováno dvojslídnu rulou. Q_{355} se pohybovaly od 0,7 do 4,9 l s⁻¹ a Q_{med} byly 3,2-9,5 l s⁻¹. Odběry proběhly 26.6. 2007 a byl shromážděn druhý největší počet jedinců makrozoobentosu (1408), který byl zastoupen 17 taxony. Bylo zaznamenáno 1285 jedinců hmyzu tvořících 16 taxonů. Z hlediska počtu jedinců hmyzu dominovaly larvy dvoukřídlých (53%) a pošvatek (42%). Dvoukřídlí převládali šesti taxony.

Nejpočetnějšími na zkoumaných povodích byly pošvatky čeledi *Leuctridae* (2083 jedinců) a *Nemouridae* (966 jedinců) a dvoukřídlí z čeledi pakomárovitých *Chironomidae* (1624 jedinců) a muchničkovitých *Simuliidae* (925 jedinců). Z hlediska frekvence výskytu byli nejčastější dvoukřídlí z čeledi pakomárovitých *Chironomidae* a muchničkovitých *Simuliidae*, pošvatky čeledi *Leuctridae* a *Nemouridae*, chrostíci *Limnephilidae* a *Polycentropodidae* a třída máloštětinatců *Oligochaeta*, kteří byli přítomni ve všech 9 potocích. S téměř 90% frekvencí se vyskytovali i potápníkovití *Dytiscidae* a dvoukřídlí čeledi *Pediciidae*.

Zjištěna byla výrazná závislost biodiverzity na kyselosti vod. Nejnížší biodiverzita byla podle očekávání zjištěna v nejkyselějších vodách (Obr. 2) na LYS (9 taxonů), nejvyšší biodiverzita byla naopak zjištěna v potocích s neutrálním pH, zejména na SAL (22 taxonů) a na LIZ. Zjištěný vztah mezi pH a biodiverzitou byl statisticky významný. V nejkyselějších potocích (LYS, LKV) nebyli zaznamenáni zástupci řádu jepic (*Ephemeroptera*) a na třetím nejkyselějším povodí (UDL) byl nalezen jejich nejmenší počet. Jepice totiž nepatří ke druhům tolerantním k nízkému pH. Kyselé potoky se vyznačovaly největším zastoupením jedinců pošvatek (*Plecoptera*), nejvíc na LKV, méně na LYS a na UDL. Naopak druhové složení v neutrálních vodách se vyznačovalo přítomností citlivých taxonů. Například značná hustota populací brouků (*Coleoptera*) byla pozorována na SAL a ANE. Poměrně hustá populace červů byla na JEZ, UDL, LYS a PLB. Na LYS a UDL ale převažovali máloštětinatci (*Oligochaeta*), zatímco na JEZ a PLB dominovaly ploštěnky (*Turbellaria*).



Obr.2 Vztah mezi bohatostí taxonů potočního makrozoobentosu a naměřeného pH potoční vody v době odběrů. Druhová bohatost stoupá se zvyšujícím se pH.

Poděkování

Terénní práce byla financována stipendiem CESRI z Institute of International Education (E. Traister) a úkolem 3327 České geologické služby. Publikování bylo podpořeno grantem VaV SP/1a6/151/07 Ministerstva životního prostředí ČR. Děkujeme E. Stuchlíkovi za cenné rady a zapůjčení limnologického náčiní a J. Skořepovi a M. Váňovi za technickou pomoc.

Literatura

Krám P., Fottová D. 2007: Charakteristiky denních povrchových odtoků ze čtrnácti lesních povodí sítě GEOMON v hydrologických rocích 1994-2005. Výzk. zpr., Česká geol. služba, Praha, 267 s.

Krám P., Traister E., Kolaříková K., Oulehle F., Skořepa J., Fottová D. 2008: Potoční makrozoobentos devíti vybraných povodí sítě GEOMON. Zprávy o geologických výzkumech za rok 2007: 160-166.

Oulehle F., McDowell W.H, Aitkenhead-Peterson J.A., Krám P., Hruška J., Navrátil T., Buzek F., Fottová D. 2008: Long-term trends in stream nitrate concentrations and losses across watersheds undergoing recovery from acidification in the Czech Republic. *Ecosystems* 11: 410-425.

Stuchlík E., Horecký J., Hardekopf D., Kopáček J., Vrba J. 2004: Vyhodnocení a vývoj hydrobiologických parametrů na vybraných lokalitách povrchových vod, včetně lokalit sledovaných v rámci ICP pro povrchové vody. Výzk. zpr., Univ. Karlova, Praha, 25 s.

Stuchlík E., Horecký J., Hardekopf D., Bitušík P., Kopáček J., Mihaljevič M. 2006: Chemizmus a oživení tekoucích vod sledovaných v rámci projektů ICP na území ČR. Výzk. zpr., Univ. Karl., Praha, 15 s.

VPLYV VYUŽITIA KRAJINY NA MAKRO- A MIKRODISTRIBÚCIU POŠVATIEK PODHORSKÝCH TOKOV POVODIA HORNÉHO VÁHU.

Krno, I.

Katedra ekológie, Univerzita Komenského, Prírodovedecká fakulta., Mlynská dolina B2, SK-84215 Bratislava, e-mail: krno@fns.uniba.sk

Úvod

Podľa požiadaviek európskej smernice 2000/60/EC Európskeho parlamentu z roku 2000, v oblasti vodnej politiky - Rámcová smernica (WFD), mnohé štáty analyzujú ekologický status tokov (Furse a kol., 2006). WFD zmluvne dohodla, že metódy založené na charakteristike špecifických podmienok tokov a ich biotických spoločenstiev, musia byť porovnávané vždy s referenčným ekologickým statusom danej skupiny tokov. Vyhodnotenie tokov podľa WFD je založené na komplexnej analýze celého makrozoobentosu a vyžaduje si spoluprácu mnohých špecialistov v taxonómii, hodne času a financií. Pri makrozoobentose najčastejšie operuje s biologickými metrikami podeniek, pošvatiek a potočníkov (Furse a kol., 2006).

Súčasný poznatky poukazujú, že premena zalesnených údolí na pasienky, polia až ľudské aglomerácie, výrazne ovplyvňuje vodné ekosystémy a to rôznymi spôsobmi: stratou pobrežnej vegetácie, nárastom podielu nepriepustnej plochy, ovplyvnením evapotranspirácie a infiltrácie, zmenou prirodzeného prietoku, nárastom množstva sedimentu na dne, poklesom veľkosti častíc dna a zmena morfológie koryta, zvýšením radiácie slnka, teploty vody, prísunu živín z povodia, poklesom biodiverzity bezstavovcov, zmenou trofickej štruktúry makrozoobentosu, výrazný pokles bohatstva taxónov EPT (Sponseller a kol., 2001).

Cieľom tohto príspevku je naviazať na podobné moje práce z povodia Hrona (Krno, 2007) a Oravy (Krno, 2009) zamerané na otázku, či môžu samotné biologické metriky pošvatiek spoľahlivo monitorovať využitie krajiny človekom. Zamerať sa pritom predovšetkým na celkovú degradáciu krajiny a nie len na organické znečistenie tokov. V tejto súvislosti som analyzoval aj mikrodistribúciu pošvatiek.

Materiál a metódy

Kvantitatívne vzorky makrozoobentosu sme zbierali v rokoch 2007-2008 (4x v sezóne) na dvoch profiloch rieky Revúcej (R1, R2) a dvoch z Ľubochnianky (L1, L2). Použili sme metódu STAR (Furse, 2006), s tým že vzorky mikrohabitatov sme nezmiešavali. Okrem toho sme získali bohatý kvalitatívny materiál lariev a imág pošvatiek z celého toku Ľubochnianky. Pracovali sme v dvoch prevažne vápencových podhorských riečkach (Ľubochnianka, pôvodná zalesnená na 90% a Revúca zalesnená na 70%, s plochou zástavby 1,5-3 %), v povodí horného Váhu (Západné Karpaty). Študované úseky tokov ležia v podhorskom pásme (metaritrál), v nadmorskej výške od 480 do 650 m.n.m a sú tokmi 5 rádu. Bližšiu hydrobiologickú charakteristiku povodí vid' v príspevku autorov Beracko a kol. (Zborník 15. konf. ČLS a SLS, Třeboň, 2009).

Rozšírenie pošvatiek sme analyzovali pomocou mnohorozmernej analýze dát CCA (Ter Braak & Šmilauer 1998). Pomocou neparametrickej Spearmanov koeficient poradovej korelácie sme analyzovali nasledujúce chemické (pH, konduktivita, O₂, PO₄, NO₃, SO₄),

fyzikálne premenné (substrát, teplota vody, prietok), premenné povodia (nadmorská výška, spád, využitie krajiny, RHS) a biologické metriky (abundancia, biomasa (vlhká hmotnosť), index diverzity, vyrovnanosť, Si, potravné gildy pošvatiek (podľa Šporku a kol., 2003), SAS (priemerné skóre pošvatiek a STS (celkové skóre pošvatiek) podľa Krna (2007). Analýzu bentickej (vrátane nárastov) a transportovanej organickej hmoty sme robili podľa Krna a kol. (1996).

Mikrodistribúcia taxónov na úrovni druhu, skupiny druhov, alebo rodu bola uskutočnená pomocou krabicových grafov a bola doplnená analýzou ANOVA a LSD. Šírku priestorovej niky sme vyjadrili podľa Sheldona (1972).

Výsledky a diskusia

Prítoky Oravy (Krno, Holubec, 2009), Ľubochňanka, Revúca (V. Fatra, Tab.1) s vysokým podielom antropogénne využitej krajiny v povodí, pozitívne korelujú s podielom zberačov a vyššou biomasou jemného bentickeho detritu a Si (súvisí s organickým znečistením), rovnako aj s vyšším trofickým statusom tokov (NO₃, PO₄, konduktivita - eutrofizácia).

Tab.1 ANOVA biologických metrick pošvatiek vybraných tokov

Metrika	L1		L2		R1		R2		hypotéza	priekaznosť
	ar. priem.	±SD	ar. priem.	±SD	ar. priem.	±SD	ar. priem.	±SD		
Abundancia	396	206	399	229	301	191	121	90		N
Biomasa	2.98	1.44	3.84	0.66	1.86	1.34	1.05	0.86	L1,L2>R2, L2>R1	*
Drviče %	17	9	15	8	5	3	5	3	L1, L2>R1,R2	**
Zberače %	50	4	41	9	84	9	85	5	L1, L2>R1,R2	**
Predátoři %	33	12	45	15	11	6	10	6	L1, L2>R1,R2	**
α-diverzita	15	4	16	3	12	2	7	3	L1,L2,R1>R2	*
H'	1.9	0.35	1.9	0.44	1.3	0.35	1.0	0.11	L1, L2>R1,R2	**
E	0.7	0.38	0.7	0.4	0.6	0.31	0.6	0.31		N
STS	46	8	50	12	31	10	15	9	L1, L2>R1,R2	**
SAS	3.32	0.24	3.37	0.30	2.67	0.38	2.17	0.47	L1, L2 >R1, R2	**
Si	0.9	0.05	0.9	0.05	1.0	0.08	1.2	0.18	L1,L2,R1<R2	*

Výsvetlivky:

STS - stonefly total score (Krno, 2007); L1,L2 -úseky na rieke Ľubochňa

SAS - stonefly average score (Krno, 2007); R1, R2 - úseky na rieke Revúca

Si - podľa Šporku a kol., 2003

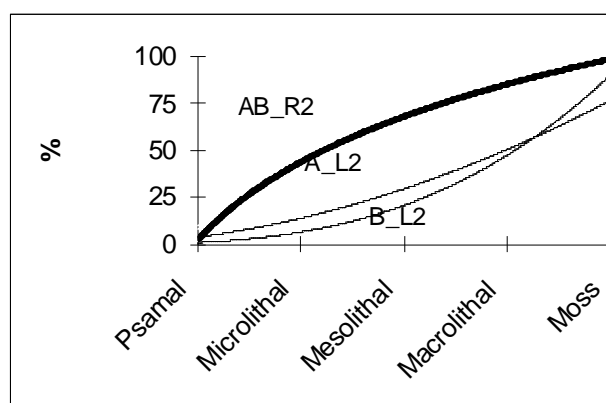
Naopak toky s vysokým podielom lesa v povodí, pozitívne korelujú s takými biologickými metrikami pošvatiek ako sú podiel drvičov, predátorov, STS, SAS a index diverzity, biomasou, kyslíkom, α-diverzitou (posledné dva predovšetkým sú ovplyvnené organickým znečistením). Najmä biologická metrika SAS (priemerné skóre pošvatiek) je vhodnou metrikou pre deštrukciu v povodí tečúcich vôd. Je to spoľahlivý indikátor kvality a

pôvodnosti tokov. Biodiverzita a mnohé biologické metriky pošvatiek (s výnimkou abundencie, vyrovnanosti, Si a α -diverzity) dobre odrážajú negatívne antropogénne zásahy do využívania pôdy (poľia a zástavba) i pozitívnu existenciu plôch lesov i lúk.

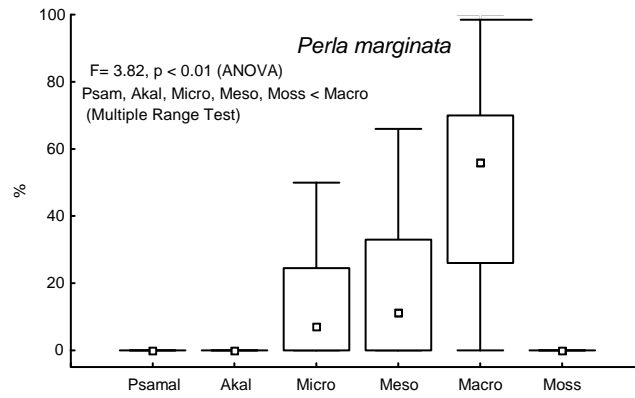
CCA odhalila, že *Taeniopteryx auberti*, *Protonemura praecox*, *Nemoura uncinata*, *Leuctra prima*, *L. mortoni*, predátory *Dinocras cephalotes*, *Perla marginata*, *Isoperla oxylepis*, veľmi citlivo reagujú na zmenu krajiny. Naopak *Perlodes microcephalus*, *Nemoura cinerea*, *Leuctra fusca*, *L. hippopus*, *L. albida*, *L. nigra* a prekvapujúco aj *L. inermis* tolerujú zmenený charakter prostredia.

Kumulatívna krivka mikrodistribúcie pošvatiek (Obr.1) v mikrohabitatoch riečisk (od najmenejších substrátov, k najhrubším a makrovegetácii) má v Ľubochnianke iný priebeh (exponenciálny, výrazný nárast početnosti pošvatiek v hrubších substrátoch a v machu) ako v Revúcej (logaritmický, tu je trend opačný). Na základe štatistickej analýzy dominantných taxónov pošvatiek (Obr. 2) a šírky priestorovej niky sme odhadli krivky priestorového rozšírenia pošvatiek (Obr. 3). Eurytopné druhy a druhy viazané na jemnejšie substráty sú menej citlivé na deštrukciu v povodí, v porovnaní s stenotopnými reofilnými druhmi hrubších substrátov a machov. Príbuzné druhy rodov *Protonemura*, *Amphinemura* a *Leuctra* nevykazovali významné rozdiely v muktrodistribúcii, ale v makrodistribúcii (longitudinálna zonácia) a fenológii. Taxóny na úrovni skupín druhov a rodov majú prekvapivo rozdielne nároky na mikrohabitaty.

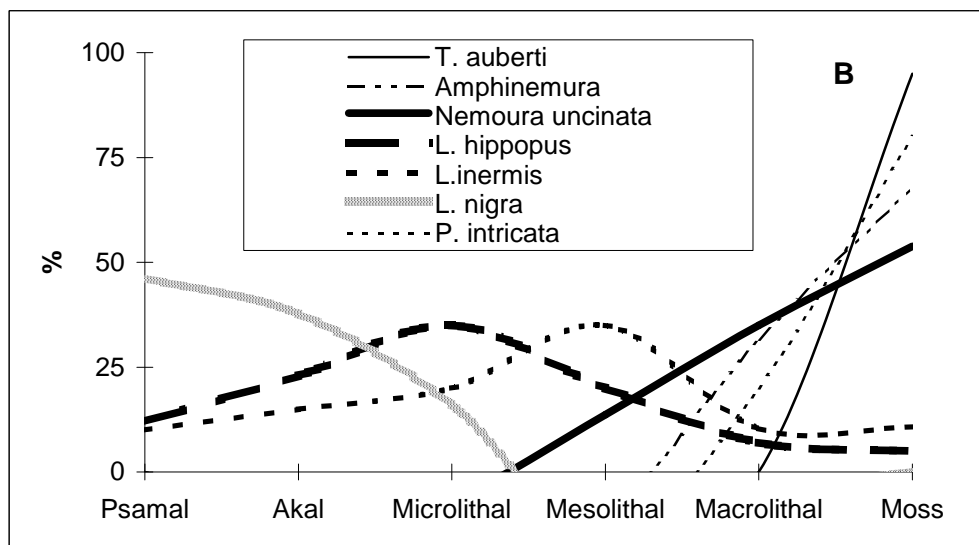
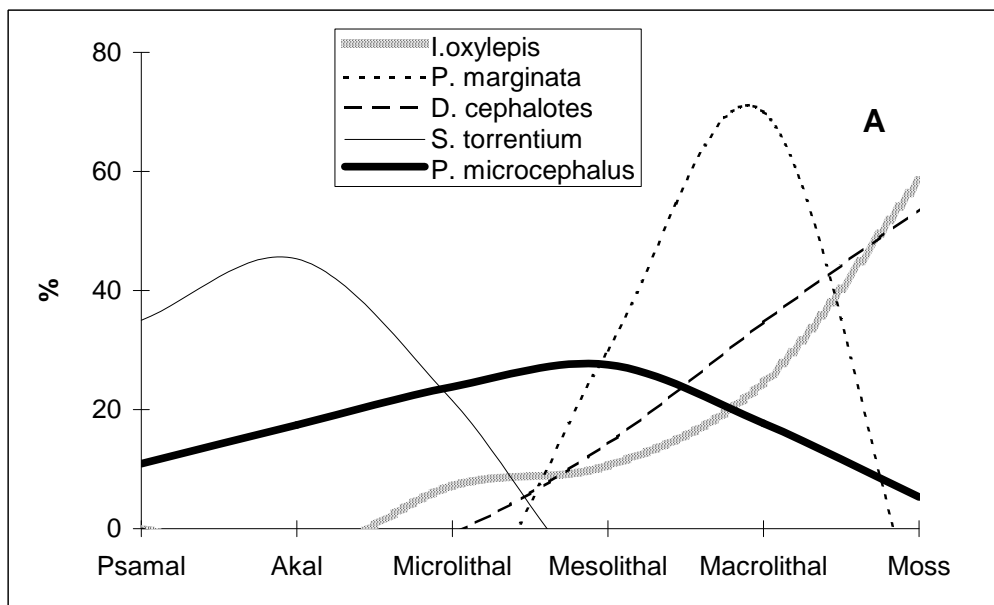
Príspevok vznikol vďaka podpore grantov VEGA č. 1/4355/07 a 1/4353/07.



Obr.1 Kumulatívna krivka mikrodistribúcie pošvatiek
A – abundancia, B – biomasa, R – Revúca, L – Ľubochnianka



Obr.2 Mikrodistribúcia druhu *P. marginata*



Obr.3 Mikrodistribúcia predátorov A, a detritofágov B z radu pošvatiek

Literatúra

Furse, M. a kol. , 2006: The Star project. Content, objectives and approaches. *Hydrobiologia*, 566: 3-29.

Krno a kol., 1996: Limnology of the Turiec river basin (West Carpathians). *Biologia*, 51, Suppl. 2: 1-122.

Krno, I., 2007: Impact of human activities on stonefly (Insecta, Plecoptera) ecological metrics in the Hron river (Slovakia), *Biologia, Bratislava*, 62, 4, 446 - 457.

Krno, I, Holubec, M. 2009: Effects of land use on stonefly bioassessment metrics. *Aquatic Insects*, (v tlači).

Sheldon, A., 1972: Comparative ecology of *Arcynopteryx* and *Diura compacta* (Plecoptera) in a California stream. *Arch. Hydrobiol.*, 69:521-546.

Sponseller R.A., Benfield E.F. a Valett H.M., 2001): Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities, *Freshwater Biology*, 46, 1409-1424.

Šporka a kol., 2003: Vodné bezstavovce (makroinvertebráta) Slovenska, súpis druhov a autekologické charakteristiky, Slovenský hydrometeorologický ústav, Bratislava, 1-590.

VLIV LESNÍHO HOSPODÁŘSTVÍ NA VODNÍ PROSTŘEDÍ V PROSTORU VNĚJŠÍCH ZÁPADNÍCH KARPAT

Kročá, J.¹ a Kožený, P.²

¹ Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, v.v.i., Mojmírovo nám. 16., 61200 Brno, *jiri_kroca@vuv.cz*

² Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, v.v.i., Podbabská 2582/30, 16000 Praha 6, *pavel_kozeny@vuv.cz*

Úvod

Lesnické hospodaření může mít významný vliv na změny kvality vody odtékající z lesního povodí. Zatímco vlivy konkrétních disturbancí prostředí (těžba, výstavba cest aj.) jsou poměrně intenzivně zkoumány, o dlouhodobých změnách spojených s lesnickým hospodařením a přeměnou přirozených porostů v hospodářské monokultury není známo téměř nic. Výzkum probíhající v CHKO Beskydy od roku 2006 je zaměřen na srovnání biologických a chemických parametrů akvatického prostředí v podmínkách povodí s potencionálně přirozenou vegetací a povodí s hospodářskými lesními monokulturami.

Metodika

Výzkum byl prováděn na pěti dvojicích malých lesních povodí v prostoru CHKO Beskydy. Povodí v každé dvojici byla vybrána tak, aby měla stejné fyzikogeografické, geologické a pedologické parametry a rozdíl spočíval jen v typu lesního porostu (hospodářský les vs. porost s přirozenou skladbou dřevin bez intenzivního lesnického využívání – dále potencionálně přirozená vegetace) (J.Kročá et al., 2007). Srovnání kvality vody odtékající z jednotlivých povodí pak probíhalo na základě tří charakteristik: analýze společenstev makrozoobentosu, fytozobentosu a fyzikálně-chemických parametrů vody. Data z odběrů květen, srpen a říjen 2006 byla analyzována programem Canoco, Clustering Method Ward's Minimum Variance, Distance type Euclidean, Scale type Deviation.

Makrozoobentos byl odebírán semikvantitativní, habitatově proporcionální metodou vycházející z metody Perla. Metoda byla modifikována na drobné toky v pramenných oblastech (hypokrenál – epiritrál). Použita byla standardní síť na odběr makrozoobentosu s velikostí ok 500 µm. Vzorky byly fixovány formaldehydem na koncentraci 4%. Dále byly na lokality instalovány Malaiseho pasti (2007-2008, fixačním činidlem byl ethanol. Pro hodnocení makrozoobentosu byla použita druhová data jepic, pošvatek a chrostíků (EPT).

Fytozobentos (resp. Epilimon) byl odebírán na každé lokalitě z 5 kamenů o velikosti 10-20 cm oškrabováním pomocí kartáče. Po prohlédnutí živého materiálu pod světelným mikroskopem byl vzorek konzervován formaldehydem, podrobná determinace byla prováděna z konzervovaného materiálu. Rozsivky byly preparovány v koncentrovaném peroxidu vodíku a zalévány do média Plerax. K hodnocení zastoupení jednotlivých druhů byla použita semikvantitativní stupnice (Sládečková & Marvan, 1978). Hodnocení fytozobentosu - determinace fytozobentosu byly kompletní, délka gradientu v druhových datech je 3.95 a data byla vyhodnocena také pomocí CCA analýzy.

Fyzikálněchemické parametry byly sledovány přímým měřením v terénu (teplota, pH, konduktivita, koncentrace rozpuštěného kyslíku) a laboratorními analýzami hlavních iontů. V průběhu let 2006 – 2008 bylo odebráno 8 sérií vzorků fyto-bentosu a makrozoobentosu a 30 sérií vzorků vody.

Tab 1 Seznam lokalit

Potencionálně přirozená vegetace		Hospodářské lesní porosty	
1. Makyta	Javorníky	2. Malá Tisová	Javorníky
3. Salajka	Moravskoslezské Beskydy Klokočovská hornatina	4. Planý Grůň	Moravskoslezské Beskydy Klokočovská hornatina
5. Radhošť	Moravskoslezské Beskydy Radhošťská hornatina	6. Malá Ráztoka	Moravskoslezské Beskydy Radhošťská hornatina
8. Velký Polom	Moravskoslezské Beskydy Lysohorská hornatina	7. Morávka	Moravskoslezské Beskydy Lysohorská hornatina
9. Pod Javorovým	Moravskoslezské Beskydy Lysohorská hornatina	10. Javorový-Bystré	Moravskoslezské Beskydy Lysohorská hornatina

Výsledky

Chemismus

Kvalita vody v lesních povodích je určována především geologickým podložím. Přesto výsledky chemické analýzy naznačují vyšší odtok iontů z povodí intenzivně lesnický obhospodařovaných. Na příklad na čtyřech z pěti sledovaných dvojic povodí byla koncentrace vápenatých iontů významně vyšší v odtoku z povodí s hospodářským lesem. Rozdíly se pohybovaly v řádu několika desítek procent.

Protože lokality s hospodářskými lesy nebyly zastoupeny jen smrkovými monokulturami, ale také monokulturami buku (Malá Tisová, Ráztoka, částečně Javorový –Bystré), nelze tento

rozdíl přičíst jednoduše na vrub zvýšeného přísunu iontů atmosférickou depozicí v jehličnatých lesích. Zvýšené koncentrace iontů v odtoku z hospodářských lesů souvisí pravděpodobně s dlouhodobě vyšší mírou eroze a narušením půd na těchto plochách. (Vápnění bylo v Beskydech aplikováno v osmdesátých letech, ovšem podle dostupných informací jeho vliv na ošetřené plochy po několika letech odezněl.)

Makrozoobentos

Klastrová analýza rozdělila lokality do dvou základních skupin. Menší skupina jižních lokalit čítá pouze 3 lokality (1, 2 a 4), chybí zde lokalita 3. s potenciálně přirozenou vegetací. Druhá skupina lokalit je vnitřně rozdělena na skupinu lokalit s původním porostem (3,5,8 a 9), ke které je připojena také lokalita 6 a na dvojici ovlivněných lokalit (7 a 10). Podle předběžných výsledků je zřejmé, že v prostoru CHKO Beskydy se společenstva akvatických bezobratlých liší v závislosti na geografii (oddělení skupiny jižních lokalit), ale odlišnosti jsou také spojeny s různou mírou zachovalosti lesního porostu v povodí. Přítomnost lokality 6. Malá Ráztoka ve skupině povodí se zachovalejšími lesními porosty lze vysvětlit poměrně vysokým stupněm kvality lesního porostu.

Fytobentos

Získaná data byla dostatečná pro CCA analýzu (test of significance of first canonical axes: eigenvalue = 0.410; F-ratio = 1.724; P-value = 0.0022. Test of significance of all canonical axes: Trace = 1.997; F-ratio = 1.398; P-value = 0.0002) . Jasně se vyčlenila skupina jižních lokalit 1. – 4. V severní skupině došlo k významnému oddělení lokalit ovlivněných a neovlivněných. Společenstva lokalit Javorníků a Klokočovské hornatiny jsou typická slabým oživením. V těchto případech zřejmě bude limitujícím faktorem charakter sedimentů toků, v nichž se výraznou měrou uplatňují jílovce. Na lokalitách Radhošťské a Lysohorské hornatiny má fytobentos z hlediska substrátu vhodnější podmínky pro existenci a rozdíly ve složení společenstev na ovlivněných a neovlivněných lokalitách jsou dány především mírou zastínění, která je u všech lokalit s produkčními lesy (6, 7 a 10) nižší a počet druhů je 2 – 6 násobně vyšší, než u lokalit s lesy potenciálně přirozenými (5, 8 a 9). Tento rozdíl v druhové bohatosti byl dán přítomností ekologicky plastických druhů s velkou ekologickou valencí na lokalitách s produkčními lesy. Charakteristická společenstva povodí s lesy o vyšší míře zachovalosti jsou typická menším počtem stenovalentních druhů.

Poděkování

Velké díky patří RNDr. Olze Skácelové PhD., která provedla determinace fytobentosu a RNDr. Tomáši Kurasovi PhD. za provedení statistických analýz. Tato studie vznikla s podporou výzkumného záměru číslo MZP 0002071101.

Literatura

Culek, M. (ed.) et al.(1996).: Biogeografické členění České republiky. ENIGMA, Praha.

Demek, J et al. (1987): Zeměpisný lexikon ČSR, Hory a nížiny. Academia, Praha, 584 s.

Kročá, J. (2006):Metodika výběru a faktory hodnocení lokalit v rámci výzkumu vlivu lesních ekosystémů s různým způsobem obhospodařování na kvalitu odtékající vody. Říční krajina 4. Sborník příspěvků z konference, 18.10.2006, Olomouc, s 130 – 137. ISBN 80-244-1495-3

Kročá, J., Skácelová, O., Kuras, T., & Uher, B. (2007): Influence of forest ecosystems on the outflow water quality, fauna and flora – methodical selection of sites, evaluation factors and preliminary results of macrozoobenthos, fyto-bentos and chemical analyses. Second International Conference on Waters in Protected Areas, Conference proceedings, 24. - 28. April 2007, Dubrovnik, 297 - 301. ISBN 978-953-96071-1-9

Quitt, E. (1971): Klimatické oblasti Československa. Academia, Studia Geographica 16, GÚ ČSAV v Brně, 73 s.

Anonym (2006) Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu tekoucích vod. VÚV T.G.M. Brno, 8 s.

Anonym (2006) Metodika odběru a zpracování vzorků fyto-bentosu tekoucích vod. VÚV T.G.M. Brno, 8 s.

Sládečková, A. & Marvan, P. (1987) : Ekologia sladkovodných rias. Fytobentos In: Hindák et al.: Sladkovodné riasy. SPN Bratislava, s. 61 – 104.

PROSTOROVÁ DISTRIBUCE MAKROZOOBENTOSU NA MALÉ ŠKÁLE: SROVNÁNÍ DVOU MINERÁLNĚ ODLIŠNÝCH SLATINIŠŤ

Křoupalová, V., Bojková, J., Pařil, P., Schenková, J. a Horsák, M.

Ústav botaniky a zoologie, Přírodovědecká fakulta, Masarykova univerzita, Kotlářská 2, 611 37 Brno

Hlavním cílem této práce bylo studium prostorové variability druhového složení a struktury taxocenóz makrozoobentosu v podélném profilu pramenných úseků dvou minerálně odlišných slatinišť ve flyšové části Západních Karpat (pomezí České a Slovenské republiky). K výzkumu bylo vybráno vápnitě slatiniště se srážením pěnovce (PR Bílé potoky, CHKO Bílé Karpaty) a minerálně chudší slatiniště s kalcitolerantními rašeliníky (PP Obidová, CHKO Beskydy). Podél přibližně 400 m dlouhých úseků pramenných stružek byl analyzován vliv měnících se faktorů prostředí a sezónnosti na variabilitu druhového složení a strukturu jednotlivých taxocenóz makrozoobentosu. Vzorkování bylo provedeno na jaře, v létě a na podzim roku 2006 semikvantitativní metodou.

Na obou lokalitách byl zjištěn vysoký počet taxonů – 162 taxonů bylo nalezeno na slatiništi s kalcitolerantními rašeliníky, 138 taxonů na vápnitě slatiništi. Většina zaznamenaných taxonů patřila k temporální fauně, z níž nejvyšší diverzitu na obou lokalitách vykazoval řád Diptera – na vápnitě slatiništi tvořili zástupci dvoukřídlých téměř 65 % celkové druhové diverzity. Z hlediska početnosti jedinců dominovala na obou slatiništích permanentní fauna. Jednalo se především o blešivce potočního (*Gammarus fossarum*), který byl dominantním druhem obou lokalit, a praménku rakouskou (*Bythinella austriaca*), která dosahovala vysokých abundancí zvláště na slatiništi s kalcitolerantními rašeliníky.

V podélných gradientech obou slatinišť docházelo ke změnám v průtoku a zastoupení jednotlivých složek substrátu. Na slatiništi s kalcitolerantními rašeliníky byl zaznamenán značný nárůst pH směrem po proudu, s čímž souviselo zvyšování počtu acidosenzitivních taxonů v dolní části slatiniště. Na obou lokalitách byly také zjištěny rozdíly mezi strukturou taxocenóz horních úseků slatinišť blízko pramenných vývěřů, kde dominovaly krenobiontní a krenofilní druhy, a dolní částí podélných gradientů, kde převažovaly lotické druhy a druhy ritrálu.

Vliv sledovaných faktorů prostředí byl velmi výrazný zejména na slatiništi s kalcitolerantními rašeliníky, kde zastíňoval i působení sezónnosti. Na změny podmínek prostředí v podélném gradientu nejvýznamněji reagovaly jepice (Ephemeroptera), které byly zaznamenány pouze v dolní části slatiniště, a chrostíci (Trichoptera), u kterých docházelo k výrazné obměně druhů směrem po proudu. U ostatních skupin makrozoobentosu se na variabilitě druhového složení kromě podélného gradientu podílela i sezónnost, jejíž vliv byl zřetelný zejména u pakomárů (Chironomidae). Zcela opačná situace byla zjištěna na vápnitě slatiništi se srážením pěnovce, kde sezónnost silně potlačovala vliv ostatních faktorů prostředí a vysvětlovala u všech skupin makrozoobentosu významný podíl variability druhových dat.

VPLYV VODNÉHO DIELA NA AKVATICKÚ VEGETÁCIU V INUNDÁCII VEĽKEJ RIEKY

Kubalová, S.

*Katedra botaniky PriF UK, Révová 39, 811 02 Bratislava, Slovenská republika,
kubalova@fns.uniba.sk*

Stavba akéhokoľvek vodného diela predstavuje pre riečnu krajinu významný antropogénny zásah vyvolávajúci mnohé ireverzibilné zmeny v jej ekosystémoch. Výnimku netvorí ani Vodné dielo Gabčíkovo, ktoré svojou veľkosťou a rozsahom vplyvov na okolie patrí k najväčším vodohospodárskym stavbám na Slovensku. Súčasťou prevádzky tohto vodného diela je aj monitoring jeho vplyvu na rôzne skupiny bioty, vrátane akvatickej vegetácie. Prvé dáta (tzv. nultý stav) o vodnej vegetácii územia nielen samotnej stavby, ale i širšieho regiónu Žitného ostrova, v ktorom sa predpokladal jej impakt na hydrologický režim, boli zaznamenané už v r. 1990-1991. Po uvedení diela do prevádzky však monitoring vodného rastlinstva pokračuje až od r. 1999.

V našom príspevku prezentujeme výsledky 10-ročného sledovania (1999-2008) vodnej vegetácie na 7 vybraných monitorovacích plochách situovaných v inundácii Dunaja. Tieto plochy boli zvolené tak, aby bolo možné zaznamenať stav vegetácie pozdĺž celého vodného diela. Dve plochy sú situované v blízkosti hornej časti zdrže, tri sa nachádzajú medzi zdržou a starým korytom Dunaja a dve plochy sú referenčné, nachádzajú sa už pod sútokom odpadového kanála s Dunajom.

Na základe našich pozorovaní nemožno jednoznačne označiť vplyv vodného diela z aspektu vegetácie za pozitívny, resp. negatívny. Na niektorých plochách sme pozorovali zlepšenie hydrologického režimu v prirodzených aj umelých vodných biotopoch, čo sa odrazilo na ich znovuosídlení vodnými rastlinami (plochy v okolí hornej časti zdrže). Pokles hladiny až pod povrch substrátu ovplyvňuje vegetáciu vôd a močiarov najmä v strednej a dolnej časti zdrže. Tu sa nachádzajú plochy, kde došlo i k úplnému vyschnutiu korýt starých ramien a ich zarastaniu krovínami, resp. stromami z náletu. Referenčné plochy už nie sú ovplyvňované zmenami hydrologického režimu súvisiacimi s vodným dielom, vegetácia podlieha pravidelným fluktuáciám vodného režimu vyvolaným klimaticko-hydrologickými podmienkami počas jednotlivých vegetačných sezón. Avšak časté obdobia dlhotrvajúceho sucha a vysoké teploty už v jarných mesiacoch, pozorované v posledných rokoch, spôsobujú dlhodobjšie obnažovanie litorálnych zón, prípadne až celých vodných plôch, a tým urýchľujú sukcesiu, tj. posun vegetačných štádií k terestrickejšim spoločenstvám.

SROVNÁNÍ RŮZNÝCH STATISTICKÝCH METOD PRO HODNOCENÍ VAZBY VODNÍCH ORGANISMŮ K PARAMETRŮM PROSTŘEDÍ

Kubošová, K.¹, Jarkovský, J.¹, Brabec, K.¹, Zahradková, S.², Bojková, J.² a Bartušek, P.¹

¹ *RECETOX (Research Centre for Environmental Chemistry and Toxicology), Kamenice 126/3, 625 00 Brno*

² *Ústav botaniky a zoologie, Přírodovědecká fakulta Masarykovy univerzity, Kotlářská 2, 611 37 Brno*

Vztah vodních organismů k abiotickým parametrům se často používá k identifikaci jejich indikačního potenciálu a je velmi důležitou součástí všech modelů pro hodnocení ekologického stavu. Indikační potenciál jednotlivých taxonů může být posuzován z několika různých hledisek: vazba taxonu na prostředí, tolerance pro určený parametr prostředí, citlivost na stresory. Studium závislosti výskytu druhu nebo abundance na lokalitě a tím i jejich podmínkách, má velmi dlouhou tradici. V počátcích byla definována tolerance organismu, kdy se předpokládalo, že organismu se nejlépe daří v určitém rozmezí parametru prostředí. Tato závislost byla popsána Gaussovou křivkou, která předpokládá unimodální odpověď druhu na podmínky prostředí při znalosti celého gradientu možných podmínek a je dodnes používána jako základní model. Nicméně metody již pokročily a jen samotná analýza valenčních křivek začíná klást poměrně vysoké nároky na statistické a matematické znalosti. V závislosti na požadavcích biologů, reálných situacích a výpočetních možnostech, vznikla celá řada metod pokrývajících celé spektrum možností: hodnocení výskytu či abundance druhů; vztah k jednomu nebo více parametrům prostředí jak kategoriálních tak spojitých; případy kdy není zachycen celý gradient podmínek (např. kvůli časově a metodicky náročnému sběru dat nebo když tolerance taxonu sahá za gradient studovaného území); různé odpovědi na gradient, které nemusejí (zvláště u vodních organismů) zdaleka být unimodální ani symetrické. Poslední dobou se jako nevhodnější přístup k hodnocení bioindikace daného taxonu ukazuje kombinace několika typů metod, které poskytují navzájem se doplňující výsledky (např. identifikace indikačních taxonů vs. tvar valenční křivky). Používané metody tvoří poměrně širokou škálu přístupů od jednoduché logistické regrese (a dalších modelů z GLM – Generalized linear models) přes GAM (Generalized additive models), HOF (Huisman-Olff-Fresco models) nebo ISA (Indicator species analysis) či IR (Index of representation), až po neparametrické techniky jakými jsou Rozhodovací stromy a lesy. Pro vícerozměrné hodnocení je mimo „klasických“ přímých a nepřímých ordinačních metod možné použít rovněž ENFA, environmentální obálky, bayesovské klasifikátory, genetické algoritmy či neuronové sítě. Tato studie je metodickým příspěvkem vývoje a srovnání standardních i nejnovějších technik pro analýzu preference a tolerance taxonů k parametrům prostředí na datovém souboru makrozoobentosu, zejména z hlediska jejich statistických předpokladů, náročnosti a s tím souvisejícím použitím pro hydrobiologické soubory dat.

Výzkum byl podporován projektem VaV MŽP SP2e75008 a projektem MŠMT 0021622412 INCHEMBIOL

Austin M.P. (2002): Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling* 157: 101-118.

Bishop M.CH. (2006): Pattern recognition and machine learning. New York : Springer, 738 p.

- Breiman L. (2001): Random forests. *Machine Learning* 45, pp. 5-32.
- Breiman L., Friedman J., Stone C.H.J., Olshen R.A. (1984): *Classification and Regression Trees*, Chapman and Hall
- Dufrêne M., Legendre P. (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345-366.
- Guisan A., Zimmermann, N.E. (2000): Predictive habitat distribution models in ecology, *Ecological Modelling*, 135, pp. 147-186
- Hastie T., Tibshirani R. (1986): Generalized additive models, *Statistical Science*, 3, pp. 297-318
- Hirzel A. H., Helfer V., Metral F. (2001): Assessing habitat suitability with virtual species. *Ecological Modelling* 145, pp. 111 – 121
- Huybrechts W. (2007): Random forests as a tool for ecohydrological distribution modelling. *Ecological modelling* 207, Elsevier.
- Legendre P., Legendre L. (1998): *Numerical ecology* (second ed.), Elsevier, Amsterdam
- McCullagh, C.E., Searle, S.R. (2001): *Generalized, Linear, and Mixed Models*, John Wiley & Sons
- Oksanen J., Minchin P.R. (2002): Continuum theory revisited: what shape are species responses along ecological gradients? *Ecological Modelling* 157: 119-129.
- Scott J.M. (2002): *Predicting species occurrences :issues of accuracy and scale*. Washington, D.C. Island Press. , 868.
- ter Braak C.J.F., Looman C.W.N. (1986): Weighted averaging, logistic regression and the gaussian response model. *Vegetatio*(The Hague) Kluwer, 65:11, 3-11.

HABITATOVÉ PREFERENCE PIJAVIC (HIRUDINIDA) VE STOJATÝCH VODÁCH CHKO ČESKÉ STŘEDOHOŘÍ

Kubová, N. a Schenková, J.

Ústav botaniky a zoologie, Přírodovědecká fakulta, Masarykova univerzita, Kotlářská 2, 602 00 Brno, Czech Republic

Pijavice (Hirudinida) jsou významnou složkou společenstev sladkých vod. Přestože jsou známé především parazitické druhy, většina našich druhů patří mezi predátory a stojí na vrcholu bentických potravních řetězců. Jsou také vhodnými ukazateli saprobity vody, ale i environmentálního stresu. Přesto jejich výskyt v České republice nebyl po dlouhou dobu systematicky mapován a údaje o jejich rozšíření pocházejí spíše z jednotlivých nálezů. Ale i tak se v poslední době zvýšil počet nalezených druhů a v současné době je zaznamenáno již 22 druhů pijavic z území ČR. Proto bylo zajímavé zjistit, kolik druhů bude nalezeno na devíti faunistických čtvrcích v severních Čechách, které tvořily ucelený, ale vnitřně bohatý celek.

Výskyt pijavic byl mapován na území CHKO České středohoří a v přilehlých oblastech. Na tomto území byly jak lokality s minimálním antropogenním ovlivněním, tak lokality silně ovlivněné lidskou činností, především těžbou hnědého uhlí. Vybrané lokality se lišily svojí rozlohou, nadmořskou výškou, využitím i celkovým charakterem vodního tělesa i jeho okolí. V květnu 2007 zde bylo ovzorkováno 48 útvarů stojaté vody, na 45 z nich byly nalezeny pijavice.

Pijavice byly na každé lokalitě sbírány pinzetou po dobu jedné hodiny a to zčásti v porostu litorální vegetace, pokud byl na lokalitě přítomen, a zčásti mimo něj. Na každé lokalitě také byly sledovány fyzikálně-chemické proměnné prostředí, složení substrátu, velikost rybí obsádky a množství dostupné potravy.

Celkem bylo nalezeno 2567 jedinců, kteří patřili do 11 druhů a 4 čeledí (Erpobdellidae, Glossiphoniidae, Piscicolidae, Haemopidae). Nejčastěji nalézáný byl druh *Erpobdella octoculata*, dalším hojným zástupcem byl druh *Helobdella stagnalis*, u tohoto druhu byla také zaznamenaná nejvyšší abundance.

Druhová data i údaje o proměnných prostředí byly analyzovány přímou gradientovou analýzou (DCA), nepřímou analýzou (CCA) a byly nalezeny faktory, které výskyt pijavic v dané oblasti nejvíce ovlivňují.

Výsledky ukázaly, že ve studované oblasti měla na distribuci pijavic velký vliv nadmořská výška. Zajímavým parametrem bylo procento zastínění hladiny, které zřejmě ovlivňuje teplotu vody a její trofii. Z chemických parametrů byl nejdůležitější obsah dusičnanů ve vodě. Další významné faktory, které ovlivnily výskyt pijavic byly, velikost rybí obsádky a složení substrátu.

KVALITA VODY V EXPERIMENTÁLNÍCH POVODÍCH V DOBĚ TÁNÍ SNĚHU

Kulasová, A.¹, Blažková, Š.¹ a Hlaváček, J.²

¹ VÚV T.G.Masaryka, Podbabská 30, 169 00 Praha 6 – Podbaba

² FLOW GROUP, s.r.o., Zahradnická 12, 603 00 Brno

Abstrakt

Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.Masaryka v.v.i se zabývá v na experimentálních povodích ČHMÚ v Jizerských horách kontinuálním sledováním kvality povrchové vody a to za účelem kvantifikace odnosu jednotlivých chemických látek z povodí v závislosti na srážko-odtokových poměrech a roční době.

Klíčová slova

Kvalita vody, experimentální povodí, Jizerské hory, automatický přístroj na odběr povrchové vody, multiparametrické sondy YSI pro kontinuální sledování kvality vody.

Český hydrometeorologický ústav se sledováním kvality vody v experimentálním povodí Uhlířská a Jezdecká zabývá od roku 1982. Zpočátku byly odběry nepravidelné. Od roku jsou odběry prováděny v pravidelných měsíčních intervalech. V rámci projektu PHARE, Projektu EC/WAT/28 „Water quality monitoring in the Jizera Mountains“ byly dodány automatické přístroje na odběr vzorků povrchové vody. V letech 1997 a 1998 byl na povodí Uhlířská společně s Výzkumným ústavem vodohospodářským T.G.Masaryka studován režim vybraných komponentů jakosti vody v intervalech po 4 hodinách (pH, N-NO₃⁻, SO₄⁻, Ca, Mg, Na, K, Al, Fe, Mn, Pb, Cd, Cu, Ni) (Kulasová, Bubeníčková 2004). Opakování těchto odběrů se uskutečnilo při srážko-odtokových epizodách v roce 2004, 2005, 2006. (Lochovský, Kulasová 2005).

VÚV T.G.Masaryka zahájil kontinuální sledování kvality vody v prosinci 2003 (projekt Labe IV- VAV/650/5/03). Vodárenská společnost a.s. instalovala první multiparametrickou sondu YSI 6920 (Yellow Springs, Ohio, USA) na měření teploty vody, pH, N-NO₃⁻, Cl⁻, ORP, vodivosti v závěrovém profilu povodí Uhlířská na Černé Nise. Naměřena data jsou ukládána v intervalu

10 minut. Další sonda byla na jaře v roce 2004 instalována v závěrovém profilu Jezdecká na Černé Desné. V průběhu dalších let přibýly další multiparametrické sondy (FLOW GROUP s.r.o.).

Z důvodů přesnějšího zjištění kvality vody v toku VÚV T.G.Masaryka započalo v dubnu 2004 s odběrem vzorů v týdenním kroku (Lochovský, Kulasová 2005).

Experimentální povodí Uhlířská (tok Černá Nisa) se nachází v západní části Jizerských hor severně od Bedřichovské přehrady. Plocha povodí je 1,87 km². Závěrový profil povodí leží v nadmořské výšce 783 m n.m. a nejvyšší bod povodí Olivetská hora se nachází ve výšce 885 m n.m. V pramenné oblasti a z větší části i podél toku až k závěrovému profilu se nachází rašelina, na okolních svazích jsou půdy rašelinné. (Kulasová A., Bubeníčková L., 2005):

Experimentální povodí Jezdecká leží ve východní . části Jizerských hor. Plocha povodí 4,75 km², v nadmořské výšce 788 m.n.m do 1024 m.n.m. Tok Černá Desná pramení v rašeliništi obklopené ze západní strany horou Jizerou (1122 m.n.m výška) a Vlašským hřebenem na východní straně. Závěrový profil je situován cca 3 km severně od hráze Soušské přehrady. V době srážko-odtokových epizod byly odběry vzorků povrchových vod prováděny v závěrovém profilu pomocí automatického přístroje v intervalu 4 až 6 hodin.

Analýzy povrchové vody z srážko-odtokových epizod, týdenních odběrů ze závěrového profilu a vzorky povrchové vody z dalších lokalit v povodí Uhlířská a Jezdecká byly zpočátku prováděny v laboratořích Povodí Labe s.p. V současné době jsou analyzovány v laboratořích VUV T.G.Masaryka v.v.i. Ve vzorcích jsou stanoveny následující ukazatele (vodivost, CHSK_{Mn}, A₂₅₄, N-NO₃⁻, SO₄²⁻, P-PO₄³⁻, Cl⁻, Ca²⁺ Mg²⁺, Mn²⁺, Na⁺, K⁺, Fe³⁺, Al³⁺). Ukazatel pH je měřen v terénu v době odběru.

BIOAKUMULAČNÍ MONITORING NA ČESKÝCH ŘEKÁCH

Leontovyčová, D.¹ a Halířová, J.²

¹ *Český hydrometeorologický ústav, Na Šabatce 17, 143 06 Praha 4-Komořany,
e-mail: leontovycova@chmi.cz*

² *Český hydrometeorologický ústav, Kroftova 43, 616 67 Brno
e-mail: jarmila.halirova@chmi.cz,*

Abstract

Práce hodnotí akumulaci vybraných polutantů v bentických organizmech (Hydropsyche sp.) v mlžích (*Dreissena polymorpha*), v rybách (Jelec tloušť), v biofilmu, sedimentu, v plaveninách a v pasivních vzorkovačích (SPMD) v letech 2006 – 2008.

Sledované polutanty, jsou látky, které jsou ve vodě málo rozpustné, ve vzorcích vody se vyskytují většinou pod mezí stanovitelnosti a dobře se akumulují hlavně v tucích a v pevných maticích. Byla hodnocena koncentrace rtuti, ze specifických organických látek suma indikátorových kongenerů PCB (PCB-28, PCB-52, PCB-101, PCB-138, PCB-153, PCB-180), polychlorovaných pesticidů (o,p a p,p izomery DDT a izomery HCH), polybromovaných difenyletherů (PBDE 28,47,99,100,153 a 154), vybraných polyaromatických uhlovodíků (PAU), hexachlorbenzenu (HCH) a nově byly sledovány biochemické parametry (biochemické markery) ve svalovině tlouště jako ukazatelé negativního působení znečištěného vodního ekosystému na organismus ryb.

ROZŠÍRENIE POTOČNÍKA *HYDROPSYCHE SILTALAI* V TOKOCH SLOVENSKA

Lešťáková, M. a Mišíková Elexová, E.

Výskumný ústav vodného hospodárstva, arm. gen. L. Svobodu 5, 812 49, Bratislava
e-mail: lestakova@vuvh.sk, elexova@vuvh.sk

Larvy potočníkov (Trichoptera) predstavujú dôležitú zložku v kolobehu hmoty a toku energie vo vodných ekosystémoch, pričom sa svojimi špecifickými ekologickými nárokmi a životnými stratégiami zaraďujú medzi významné ukazovatele kvality vodného prostredia. Na základe posledného súpisu druhov vodných bezstavovcov (Šporka (ed.), 2003) bolo na Slovensku zistených vyše 175 druhov potočníkov. Publikácia už nestihla zachytiť záznam o prvom náleze relatívne nového druhu potočníka pre slovenskú bentofaunu, *Hydropsyche siltalai* (Lukáš, 2004). Národný monitoring ekologického stavu tečúcich povrchových vôd však prináša potvrdenie a nové záznamy o výskyte tohto potočníka v niektorých tokoch monitorovacej siete Slovenska (Tabuľka).

povodie	dolný Váh					horný Váh						Hron	Nitra	Ipel'	Horn ád
lokality	Váh - pod Krpelanmi	Vlára - Brumov	Biela voda - Dohňany	Petrinovec - Vydlná	Rajčanka - Žilina	Váh - Dubná Skala	Turiec - Martin	Varínka - Varín	Zázrivka - Párnica	Čierna Orava - Jablonka	Oravica - n/ Tvrdošínom	Hron - nad Breznom	Nitrica - pod VN Nitrianske Rudno	Krupinica - pod sútokom s Klínkovicou	Hornád - Spišské Vlachy
r. km	294,2	12,7	4,2	2,4	2,5	270,3	7,0	0,5	0,5	5,0	3,8	222,5	25,2	57,3	106,8
nm.v.	420	330	289	345	335	370	395	355	458	610	599	498	319	400	389

Larvy sa pravidelne vyskytovali v hlavnom toku i prítokoch horného Váhu a zatiaľ v štyroch lokalitách dolného Váhu a jeho prítokoch (delenie povodí podľa Šporka, (ed.) 2003). Objavili sa aj vo vzorkách z tokov v povodiach Hrona, Nitry, Ipľa a Hornádu. Výskyt druhu je viazaný najmä na toky metaritrálu až hyporitrálu s kamenistým typom substrátu v pásme pahorkatín a podhoria. Vo vzorkách sa stabilne nachádzal spolu s reobiontmi *H. incognita* a *H. pellucidula*.

Mnohé profily národnej monitorovacej siete sa nachádzajú na tokoch, z ktorých pochádza málo, resp. žiadne faunistické záznamy o makrozoobentose. Preto vzhľadom na doterajší priebeh výskytu druhu *H. siltalai* v monitorovacích lokalitách Slovenska je možné očakávať jeho prítomnosť aj v ďalších sledovaných odberových miestach.

Literatúra

Lukáš, J., 2004: Invasive and newly recorded-caddisflies (Trichoptera) from Slovakia. Department of Ecology, Faculty of Natural Sciences, Comenius University.

Šporka, F. (Ed.), 2003: Vodné bezstavovce (makrovertebrata) Slovenska, Súpis druhov a autekologické charakteristiky. Slovenský hydrometeorologický ústav, Bratislava, 590 s.

VN ŠVIHOV - RIZIKOVÉ FAKTORY VÝVOJE KVALITY VODY V NÁDRŽI A POVODÍ

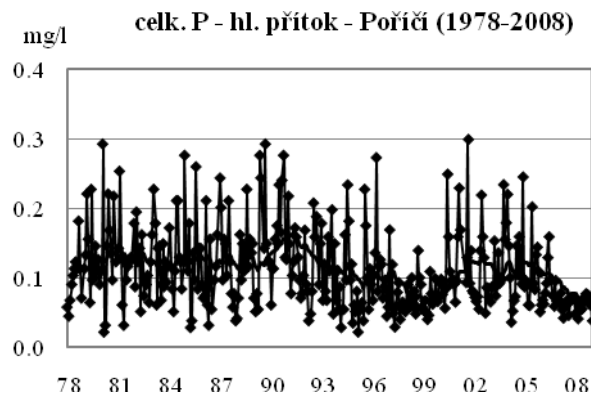
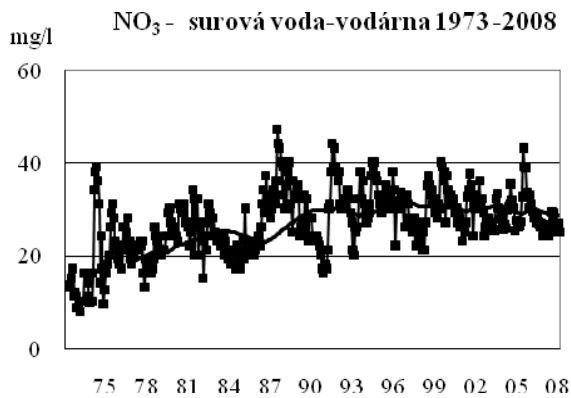
Liška, M.

Povodí Vltavy s.p., Na Hutmance 5a, Praha 5 Jinonice

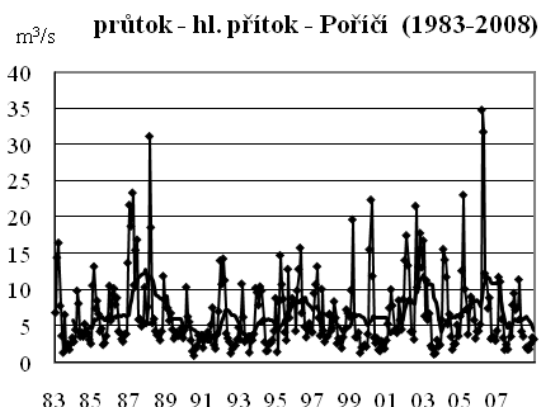
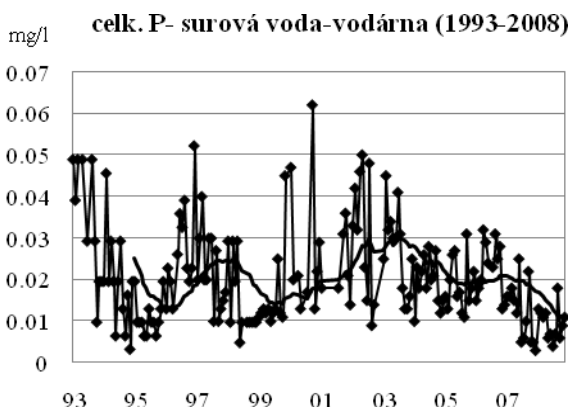
Povodí vodárenské nádrže Švihov na Želivce je zatíženo řadou problémů, které mají přímý či nepřímý vliv na kvalitu vody jak v tocích v povodí tak i v nádrži samotné. Rizikových faktorů existuje řada, ale je obtížné přesně stanovit jejich konkrétní důsledky. Za dobu existence vodárenské nádrže se projevila řada zásadních vlivů, které v kombinaci s dalšími faktory mohou představovat zásadní problémy s kvalitou vody i s ohledem na její upravitelnost na vodu pitnou. VN Švihov je 38 km dlouhá korytovitá nádrž, TRT 430 dnů, průměrný dlouhodobý přítok cca 6,98 m³/s, celková plocha nádrže 14,3 km² a celkový objem vody v nádrži 266,6 mil.m³. Současný odběr vody pro úpravnu Hulice (PVK) představuje cca 3,5 m³/s. Nádrž Švihov zásobuje pitnou vodou hl. m. Prahu a řadu dalších sídel, díky tomu je nádrž i její povodí zařazeno do přísnějšího režimu sledování, hospodaření a je omezena rekreace. Za nejvýznamnější problémy soustavy „nádrž-povodí“, které se za dobu sledování projevily, lze označit zejména: **eutrofizaci se všemi příčinami a důsledky** (bodové a plošné zdroje živin, především fosforu), **suchá bezesrážková období** (roky 1991-1995), **vysoký odběr vody pro vodárenskou úpravu** (aktuální v osmdesátých a první polovině devadesátých let), **systém zemědělského hospodaření v povodí**, tj. zejména pěstování kukuřice a s tím související **aplikaci dusíkatých pesticidů**. Časově úzce omezeným, ale v důsledcích závažným problémem jsou **povodně**. Kladnou funkci v povodí mají **tři retenční zdrže VD Trnávka, VD Němčice a VD Sedlice**, které se významnou měrou podílejí na transformaci fosforu, avšak z hlediska své kapacity jsou limitovány (v nádržích se tvoří mocné vrstvy sedimentu, které jsou průběžně odstraňovány).

Fosfor a dusík

Z hlediska zatížení nádrže a povodí živinami byl po dlouhá léta považován za největší problém dusík a fosfor. Po zhodnocení dlouhodobých trendů koncentrace dusičnanů a celkového fosforu, lze v současné době hodnotit situaci jako relativně uspokojivou. Koncentrace dusičnanů ve vodě nádrže a jejích přítoků nastoupala na svůj vrchol v druhé polovině osmdesátých let a od té doby lze pozorovat setrvalý stav s mírnou klesající tendencí. V jezerní části nádrže a v surové vodě na úpravně Hulice se koncentrace dusičnanů dlouhodobě pohybují v okolí průměrné hodnoty cca 30 mg/l (limitní hodnota pro pitnou vodu je 50mg/l). Z dlouhodobého hlediska dusík nepředstavuje zásadní problém mající vliv na kvalitu vody i když řada výzkumných aktivit v povodí poukazuje na vysoké koncentrace dusíku, zejména v drobných tocích 1. a 2. řádu, avšak na významných uzávěrových profilech hlavních přítoků je situace dlouhodobě přijatelná.



Významnějším problémem, který v nádrži v některých letech působí značné problémy s nárůstem fytoplanktonu je fosfor. Koncentrace fosforu vykazuje značnou závislost na srážkovém období, z grafů je dobře vidět, že v suchých obdobích druhé poloviny devadesátých let a v letech 2007 a 2008 byly koncentrace fosforu na podstatně nižších hodnotách než ve srážkově bohatých letech (2001 – 2003). Zde je zřetelná přímá vazba koncentrace fosforu na srážkách a s tím souvisí i systém zemědělského obhospodařování území v povodí Želivky. V přímé souvislosti na koncentraci fosforu ve vodě je i vývoj fytoplanktonu v nádrži, který je fosforem zejména v jezerní části limitován. Jako negativní důsledek zvýšených koncentrací fosforu se přítokové části nádrže v některých letech projevoval masivní rozvoj sinicových vodních květů a v jezerní části jarní pík rozsivkového fytoplanktonu (*Aulacoseira subarctica*), popř. zvýšený nárůst chlorokokálních řas.



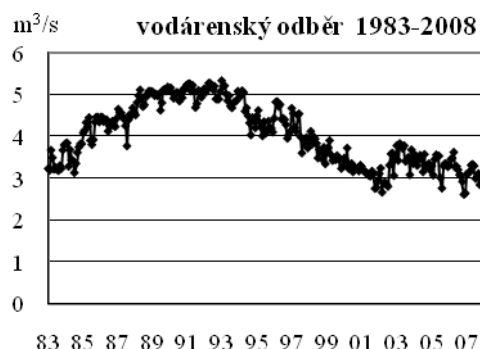
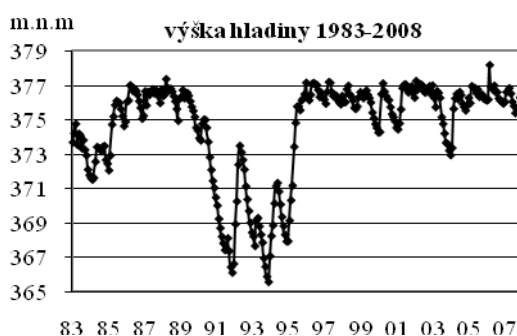
Dusíkaté pesticidy

Poměrně závažný problém v povodí nádrže Švihov na Želivce představují dusíkaté pesticidy, které jsou aplikovány v povodí významných přítoků do nádrže. V povodí nádrže je na řadě lokalit intenzivně pěstována kukuřice, představuje typ plodiny, jejíž pěstování výrazně zvyšuje erozi, napomáhá vyplavování živin z půdního horizontu a zatěžuje vodní toky kontaminací dusíkatými pesticidy. V minulosti se jednalo zejména o skupinu látek simazin, atrazin, desetylatriazin, alachlor atd. U řady těchto látek byl vydán zákaz jejich aplikace, avšak tyto látky byly nahrazeny novými typy pesticidů (terbutylazin, acetochlor, metolachlor atd.), které jsou v současné době považovány za méně toxické, v přítocích do nádrže jsou měřitelné v relativně vysokých koncentracích. Cestou nádrží jsou tyto látky značně naředěny, nicméně i v surové vodě na vodárně lze např. terbutylazin téměř při všech odběrech stanovit (koncentrace jsou zde cca o řád nižší než na přítocích, v rozmezí hodnot 20 – 40 ng/l). Z hlediska další tolerance uvedených polutantů v surové vodě je zásadní, přijmout rozhodnutí

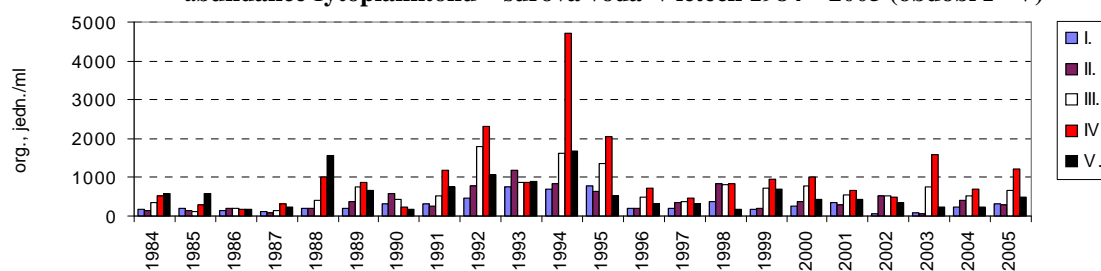
o způsobu zemědělského hospodaření v PHO takto významné nádrže, tj. posoudit zda je skutečně nutné pěstovat plodiny typu kukuřice.

Anomální stavy vody v nádrži (suché období 1993-1995 a povodeň r.2006)

Na kvalitu vody v nádrži má zcela zásadní vliv celkový objem vody a dynamika jejího přítoku. Z hlediska kvality vody povodňové stavy představují problém významný avšak krátkodobý, podstatně významnější dosah na vývoj kvality vody má větší snížení objemu vody v nádrži, způsobené např. nedostatkem srážek, či nadměrným odběrem, resp. odpouštěním vody. Jarní povodeň 2006 způsobila přechodné zvýšení koncentrace dusičnanů v nádrži až k hodnotám 47 mg/l (v přítokové oblasti), avšak díky velké transformační kapacitě nádrže nebyla výrazně ovlivněna kvalita surové vody pro vodárenský odběr. Zásadní vliv na kvalitu vody v nádrži však má celkový objem akumulované vody; v suchém období 1993 – 1995 byla hladina vody v nádrži zaklesnuta až o 11 m a celkový objem vody v nádrži se zmenšil o cca 45%. Zejména v teplé části roku docházelo k vytvoření anoxického hypolimnia, uvolňování fosforu ze sedimentů a nekontrolovanému nárůstu řas – dominance *Aulacoseira subarctica* (v jarním období) a sinic r. *Mikrocystis aWoronichinia* (v letním období). Důsledkem byly vážné problémy s technologií úpravy pitné vody.

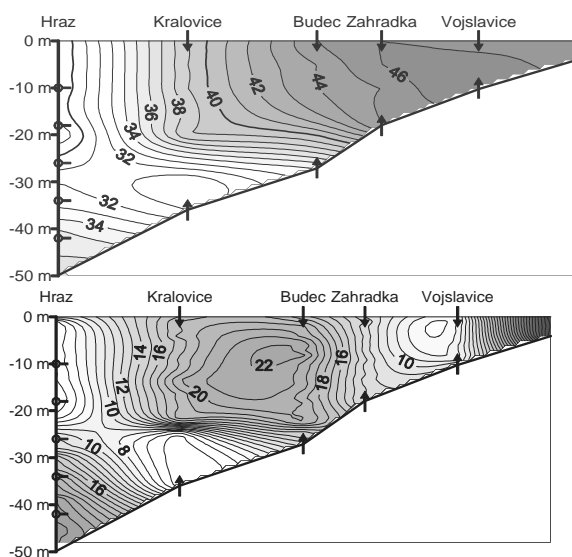


abundance fytoplanktonu – surová voda v letech 1984 – 2005 (období I - V)



V souvislosti s povodní (2006) je poměrně často diskutovaným a kontroverzním tématem „předvypouštění“ vody z nádrže. VN Švihov je naše největší vodárenská nádrž, která slouží pro odběr surové vody pro úpravnu vody v Hulicích. Zkušenost z období 1993 – 1995 ukazuje, že vzhledem k nepředvídatelnosti klimatických podmínek je velmi riskantní zásadně snížit objem vody v nádrži, a to i v podmínkách povodňových stavů. Hlavní funkcí VD Švihov je akumulace vody pro její úpravu na vodu pitnou; nádrž nemá primárně retenční funkci a z hlediska managementu nádrže je nutno cítit účel za jakým byla nádrž vybudována.

koncentrace dusičnanů (mg/l) - povodeň r. 2006



zákal – povodeň r. 2006 (NTU)

Předzdrže

VD Trnávka a VD Němčice, byly vybudovány zejména za účelem ochrany nádrže Švihov před přísunem nerozpuštěných látek, živin, fytoplanktonu atd. VD Sedlice byla původně vybudována jako retenční nádrž pro vodní elektrárnu avšak po výstavbě VD Švihov převzala i funkci ochrannou. Svoji ochrannou funkci předzdrže bezesporu plní, avšak tak jako každý systém vyžadují nákladnou údržbu, tj. opakované odstraňování sedimentů po delším provozním období. V případě, že tato údržba nebude prováděna může docházet zejména v letním období (období anoxií hypolimnia) k opačnému efektu jejich funkce, tj., že fosfor a fytoplankton nebude v těchto nádržích zadržován, ale bude naopak uvolňován dále do VD Švihov. Sedimenty nádrží Němčice a Trnávka byly již několikrát odtěženy (v přítokových oblastech) u VD Sedlice je těžba plánována, představuje však vzhledem k lokalizaci a špatné přístupnosti nádrže poměrně značný technický problém, zejména jsou-li nádrže naplněné částečně kontaminovaným, resp. živinově bohatým sedimentem.

ODPOVÍDÁ METANOGENNÍ A METANOTROFNÍ AKTIVITA HYPORHEICKÝCH SEDIMENTŮ MALÉHO NÍŽINNÉHO TOKU SITKA SLOŽENÍ BAKTERIÁLNÍHO SPOLEČENSTVA ?

Mach, V., Cupalová, J., Brablcová, L., Buriánková, I., Čáp, L.¹ a Rulík, M.

Katedra ekologie a životního prostředí PřF UP v Olomouci, Šlechtitelů 11, 783 71 Olomouc

¹ Katedra analytické chemie PřF UP v Olomouci, Svobody 8, 771 46 Olomouc,

Dosavadní výzkum zaměřený na sledování produkce metanu v hyporheických sedimentech toku Sitky prokázal, že převážná část emisí metanu do atmosféry je produkována v dolní části toku, kde se také vyskytují nejvyšší koncentrace metanu v intersticiální vodě. Zjistili jsme ovšem také, že procentuální podíl metanogenů na celkovém počtu bakterií nekoresponduje s naměřenými hodnotami koncentrace metanu v intersticiální vodě i výslednými emisemi. Cílem této dílčí studie proto bylo zjistit, zda se liší metabolická aktivita metanogenů a metanotrofů sedimentů v podélném profilu toku a zda se tyto rozdíly odráží také v poměrném zastoupení metanogenních archeí a metanotrofních bakterií v bakteriálním společenstvu.

Hyporheický sediment z hloubky cca 10 cm byl odebrán na 4 lokalitách v podélném profilu toku Sitka; část vzorků byla použita pro inkubace a měření produkce metanu (metanogenní potenciál), resp. jeho spotřeby (metanotrofní aktivita), část vzorku pro analýzu bakteriálního společenstva. Detekce bakterií byla prováděna pomocí metody FISH (fluorescenční hybridizace in situ), cílená na specifické 16S rRNA sekvence metanogenních archeí a metanotrofů skupiny I a II. Poměrné zastoupení obou skupin bylo vztahováno k přímým epifluorescenčním počtům bakterií po obarvení DAPI. Hodnoty metanotrofní aktivity nevykazovaly v podélném profilu žádný trend a nejvyšší hodnoty byly naměřeny na lokalitách II. a III. v horní, resp. střední části toku, kde byly naměřeny rovněž nejnižší koncentrace metanu v hyporheálu. Podobně ani metanogenní potenciál, endogenní i po přidavku acetátu, nevykazoval žádný podélný trend a nejvyšší hodnoty byly naměřeny na lokalitě IV., kde byl průměrný metanogenní potenciál po přidavku acetátu $103,2 \text{ mg CH}_4/\text{kg DW}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ a bez přidavku acetátu (endogenní metanogeneze) $32,9 \text{ mg CH}_4/\text{kg DW}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. Nejnižší hodnoty metanogenního potenciálu byly zjištěny na lokalitě II., což odpovídalo i nejnižší hodnotě metanu v hyporheálu. Obě skupiny metanotrofů a metanogenní archea byly detekovány na všech 4 lokalitách s výjimkou lokality č. 4 v dolní části toku, kde nebyly zjištěny metanotrofní bakterie skupiny I. Abundance bakterií (b/ml sed.) oproti očekávání klesala v podélném profilu toku. Nejvyšší procentuální zastoupení metanogenů bylo zjištěno na lokalitách v horním úseku toku č. 1 a 2 (10, 4% a 6%), naopak nejnižší na lokalitě IV (0,2%), která vykazovala nejvyšší metanogenní potenciál. Procentuální podíl metanotrofů ve společenstvu bakterií byl dle očekávání nejvyšší v horní části toku, kde dominovaly zejména metanotrofové skupiny II (6 a 5%, oproti 3,6 a 2,2% metanotrofů skupiny I).

Z uvedených výsledků vyplývá, že zatímco metanotrofní aktivita do určité míry odpovídá procentuálnímu zastoupení metanotrofních bakterií ve společenstvu bakterií, metanogenní aktivita vyjádřená jako potenciál sedimentů produkovat metan za určitých podmínek inkubace se zastoupením metanogenů hrubě nekoresponduje. Otázkou, proč tomu tak je, se budeme zabývat v dalších studiích při řešení projektu GAČR „Biogeochemie metanu a detekce metanogenních a metanotrofních bakterií v říčních sedimentech“.

Poděkování

Tento výzkum byl finančně podpořen grantem GAČR 526/09/1639 a FRVŠ 2009/1708/G4.

MORFOLOGIE FILTRAČNÍHO APARÁTU JAKO DRUHOVĚ SPECIFICKÝ ZNAK A JAKO INDIKÁTOR VÝVOJE POPULACE U PERLOOČEK RODU *DAPHNIA*

Macháček, J. a Sed'a, J.

Biologické centrum AVČR v.v.i., Hydrobiologický ústav a Přírodovědecká fakulta JČU,
Na Sádkách 7, 37005 České Budějovice

Filtrační aparát perlooček rodu *Daphnia* je tvořen hrudními nohama a jedná se o poměrně nápadný útvar s komplikovanou stavbou a funkcí. Jeho struktura a funkce je důležitá pro získávání potravy a tedy zcela zásadní pro růst a vývoj organismu a populace. Útvar, na kterém probíhá vlastní filtrace partikulí rozptýlených ve vodě, jsou hřebínky filtračních brv na třetím a čtvrtém páru hrudních noh. Detailní studium morfologie těchto struktur započal prof. Kořínek se svými studenty na pražské přírodovědecké fakultě v polovině 70. let minulého století a zjistil, že morfologie filtračního hřebínku je klasickým příkladem fenotypické plasticity a je ovlivňována do značné míry především množstvím a kvalitou potravy v prostředí (Kořínek, Macháček 1980, Koza, Kořínek 1985, Kořínek et al. 1986). Relativní velikost filtrační plochy vzhledem k velikosti těla je menší u jedinců s dostatkem potravy a u jedinců žijících v nedostatku potravy se tato plocha zvětšuje. Pop (1989) zjistil, že tyto změny jsou způsobeny v první fázi změnou délky filtračních brv. Tato změna může být relativně velmi rychlá a nastává v průběhu ontogeneze při přechodu z jednoho vývojového instaru do dalšího. Další fází změny filtrační plochy je změna počtu filtračních brv v hřebínku. Tento autor dále uvádí, že počet filtračních brv zůstává během ontogeneze jedince konstantní a změna v počtu brv je pravděpodobně otázka transgenerační indukce, která se projeví v následující generaci potomstva (Pop, 1989). Filtrační aparát byl studován u několika druhů rodu *Daphnia* a zdá se, že tento adaptační mechanismus je ve větší či menší míře vlastní všem dosud studovaným druhům. Byly však zjištěny druhové rozdíly v počtu filtračních brv, které jsou pravděpodobně v souvislosti s různou velikostí druhů. U velkého druhu *D. pulicaria* je průměrný počet brv ve filtračním hřebínku třetího páru hrudních nožek kolem 85, u menšího druhu *D. galeata* je to kolem 70 a u malého druhu *D. cucullata* kolem 40 (Pop 1989, Repka et al. 1999). U hybridního komplexu *D. galeata* x *cucullata* uvádí Repka et al. (1999), že počet brv u kříženců leží zhruba uprostřed mezi hodnotami typickými pro oba rodičovské druhy. Orientační měření u invazních druhů *D. ambigua* a *D. parvula*, které patří k malým druhům dafnií, ukazují, že počet brv se u nich pohybuje v rozmezí 30-40 (Macháček nepubl. data). V tomto příspěvku jsme se pokusili využít výrazné rozdíly v počtu brv uvnitř hybridního komplexu *D. galeata* x *cucullata* jako morfologický rozlišovací znak zejména pro detekci hybridních jedinců. Dále potom stanovit kolísání tohoto parametru v přírodní populaci *D. galeata* během sezóny a porovnáním počtu brv u dospělých jedinců a juvenilních jedinců odhadnout trend vývoje populace, popř. porovnat v tomto smyslu vertikálně segregované části populace ve stratifikované nádrži.

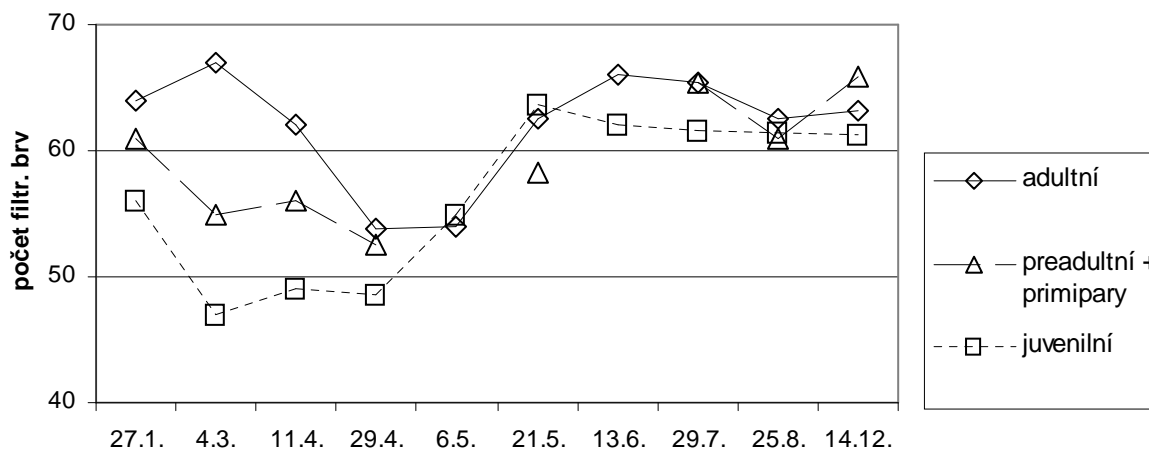
V Tabulce 1 jsou uvedeny hodnoty 4 parametrů filtračního aparátu pro tři kategorie druhového komplexu *D. galeata* x *cucullata*. Tyto kategorie byly určovány pouze na základě morfologických znaků. Data v tabulce představují výsledky analýz 15 vzorků ze 7 různých lokalit (pro některé lokality bylo analyzováno více vzorků), z každého vzorku bylo měřeno cca 10 jedinců. Ve většině vzorků se vyskytovaly všechny tři kategorie současně, různé potravní podmínky v různých lokalitách a odběrech tedy neovlivnily výsledek sumárního srovnání. Z tabulky je zřejmé, že zejména počet filtračních brv, což je relativně

nejméně zjizitelný parametr lze použít jako vodítko při morfologické identifikaci druhů a hybridů v rámci uvedeného druhového komplexu, za předpokladu že porovnávání jedinci pocházejí z totožného prostředí (vzorku).

Tab.1 Relativní délka filtračních brv (RDFB), relativní filtrační plocha (RFP), počet filtračních brv a velikost mezer mezi filtračními brvami u typických fenotypů a přechodného fenotypu druhového komplexu *D. galeata x cucullata*. Rozdílná písmena u průměrných hodnot (a, b, c) ukazují statisticky významný rozdíl (Scheffé multiple comparisons, $p \leq 0.05$).

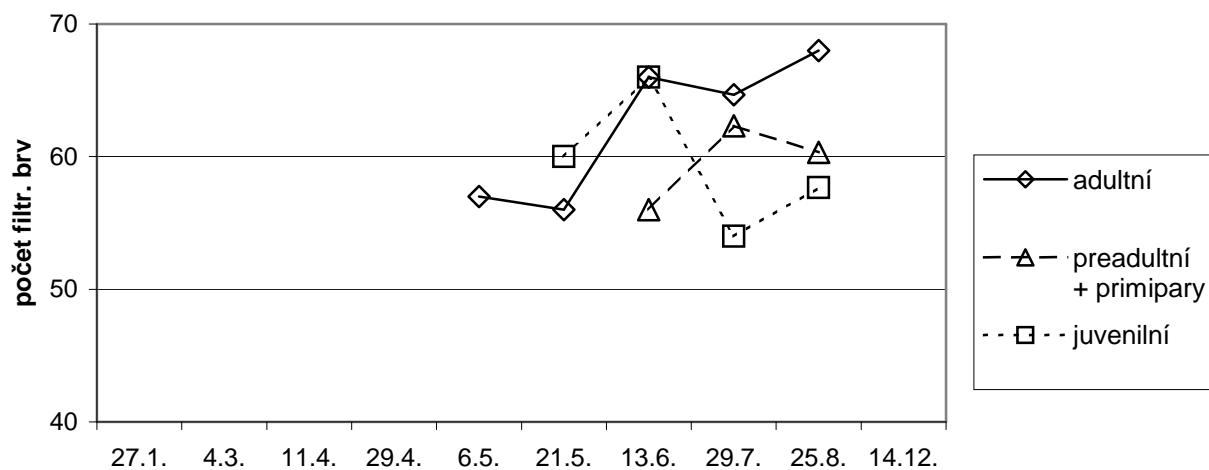
fenotyp	RDFB (%)		RFP		počet brv		mezery (μm)	
	průměr	Std.Dev.	průměr	Std.Dev.	průměr	Std.Dev.	průměr	Std.Dev.
D.galeata	15.9 ^a	1.5	61.2 ^a	10.8	63 ^a	5	3.8 ^a	0.8
D.cucullata	14.5 ^b	1.6	37.6 ^b	8.9	38 ^b	6	4.8 ^b	0.9
přechodný	14.7 ^b	1.4	45.3 ^c	10.6	51 ^c	4	4.4 ^{ab}	0.9

Na obrázku 1 jsou znázorněny změny v počtu filtračních brv 3. páru hrudních noh u *D. galeata* v nádrži Římov. Z obrázku je patrné výrazné období na počátku roku, kdy je zřetelně menší počet brv mladších vývojových stadií. Pokles se s odstupem projevuje i u adultních jedinců. Situace se mění s nástupem čiré vody na počátku května. V letních měsících je možno usuzovat na efekt letního vrcholu fytoplanktonu a v závěru roku je opět patrná tendence k vyššímu počtu filtračních brv.



Obr 1. Sezónní změny počtu brv ve filtračním hřebínku 3. páru hrudních noh u *D. galeata* v nádrži Římov.

Na obrázku 2 je znázorněn počet filtračních brv u části populace *D. galeata*, která je v letních měsících v nádrži Římov dlouhodobě segregovaná v nejnižších vrstvách vodního sloupce. Porovnání se situací na obrázku 1 ukazuje značně odlišný stav u této části populace ve srovnání s majoritní částí populace v epilimniu. Podrobnější interpretace této situace bude vyžadovat další studium.



Obr.2 Počty filtračních brv na 3. páru hrudních nožek u části populace *D. galeata* segregované v letních měsících ve vrstvách vodního sloupce nade dnem.

PREDBEŽNÉ HODNOTENIE STAVU VODNÝCH ÚTVAROV POVRCHOVÝCH VÔD SLOVENSKA ZA ROK 2007

*Makovinská, J.¹, Tóthová, L.¹, Haviar, M.¹, Baláži, P.¹, Hlúbiková, D.¹,
Mišíková Elexová, E.¹, Kučárová, K.² a Valúchová, M.³*

¹ Výskumný ústav vodného hospodárstva, Nabr. Arm.gen.L.Svobodu 5, 812 49 Bratislava

² Slovenský hydrometeorologický ústav, Jeséniova 17, 83315 Bratislava

³ Slovenský vodohospodársky podnik, š.p., Nábr. Gen. M. R. Štefánika 1, 01071 Žilina

Úvod

Spôsob hodnotenia stavu povrchových vôd v zmysle nových prístupov a princípov, ktoré priniesla Rámcová smernica o vode (Smernica 2000/60/) je založený na hodnotení ekologického stavu a chemického stavu povrchových vôd. Hlavnou myšlienkou a cieľom je dosiahnutie dobrého stavu povrchových vôd. V súlade s RSV a Vodným plánom Slovenska by sa zlepšenie stavu povrchových vôd malo uskutočniť už do roku 2015. RSV predpisuje od roku 2007 spustenie procesu monitorovania založeného na novej filozofii a prístupe. Monitorovanie by malo zabezpečiť základnú databázu údajov pre hodnotenie ekologického a chemického stavu povrchových vôd. Dôležitým krokom je stanoviť súčasný stav povrchových vôd, od ktorého sa odrazí miera zlepšenia stavu po uskutočnení opatrení na zlepšenie stavu povrchových vôd na Slovensku navrhnutých Vodným plánom SR. V rámci implementácie RSV bola a je situácia na Slovensku pomerne zložitá a komplikovaná. V procese riešenia náročných a mnohokrát priekopníckych odborných úloh priniesla veľa negatívnych, ale aj pozitívnych skúseností, ktoré poznačili celý proces plnenia časového harmonogramu implementácie RSV.

Postup pre hodnotenie stavu povrchových vôd je založený na hodnotení ekologického stavu (ES) a chemického stavu (CHS) povrchových vôd. V slovenských podmienkach do hodnotenia stavu patria toky a jazerá. Hodnotenie stavu povrchových vôd je spracované na základe výsledkov monitorovania stavu vôd v roku 2007. K vyhodnoteniu monitorovaných vodných útvarov sa pridalo hodnotenie vodných útvarov, ktoré sa monitorovali z hľadiska charakterizácie typu (Chriaštel' a kol., 2006). Ostatné vodné útvary (bez monitorovania) sa hodnotili podľa aktualizovanej rizikovej analýzy (Kuníková, 2008). Hodnotenie stavu sa opiera najmä o RSV (EC, 2000), návody (Guidance Document No. 10, Guidance Document No. 13), schválenú typológiu tokov Slovenska (Dobiášová a kol., 2006), Metodiku pre odvodenie referenčných podmienok a klasifikačných schém pre hodnotenie ekologického stavu vôd (Šporka a kol., 2007), schválený zoznam vodných útvarov Slovenska (Supeková, 2007), aktualizovanú rizikovú analýzu (Kuníková, 2008), Program monitorovania vôd Slovenska na rok 2007 (Chriaštel' a kol., 2006), návrh reprezentatívnych odberových miest monitorovaných v tokoch Slovenska na rok 2007, návrh požadovaných koncentrácií pre vybrané kovy (Bodiš a kol., 2008), Smernicu Európskeho parlamentu a Rady (2008/105/ES) o environmentálnych normách kvality v oblasti vodnej politiky, návrh Smernice rady o technických podmienkach pre chemické analýzy a monitoring stavu vôd, vlastný proces harmonizácie parciálnych výsledkov klasifikácie jednotlivých prvkov kvality vstupujúcich do hodnotenia a o odborné skúsenosti jednotlivých expertov participujúcich na hodnotení.

Metodika

Základným princípom hodnotenia ES je typová špecifickosť a porovnanie zmien kvality prostredia s referenčnými hodnotami. Referenčné hodnoty odrážajú stav prostredia bez antropogénneho ovplyvnenia, alebo len s minimálnym ovplyvnením. Predbežné hodnotenie ES sa vykonalo pre všetky vodné útvary, bez ohľadu na mieru ovplyvnenia. Súčasne sa (aj na základe tohto hodnotenia) vymedzili významne pozmenené a umelé vodné útvary, ktorých hodnotenie je samostatné (Tóthová a kol., 2008). Principiálne je potrebné poznamenať, že vodné útvary, ktoré dosahujú veľmi dobrý a dobrý ekologický stav nemôžu byť vymedzené ako pozmenené alebo umelé. Samozrejme musia byť dodržané všetky požiadavky pre klasifikáciu v zmysle RSV (relevantné prvky kvality a normatívne definície).

Pri hodnotení ES vôd majú biologické prvky kvality prioritné postavenie, čo je základným princípom a myšlienkou RSV. Vodné spoločenstvá totiž citlivo a najmä synergicky prijímajú všetky zmeny vo vodnom prostredí. Reakcia organizmov na zmeny prostredia sa odráža v zmene ich štruktúry a fungovania. Fyzikálno-chemické prvky a hydromorfologické prvky kvality sú podpornými prvkami pre organizmy viazané na vodu. Dôležité je, aby boli klasifikačné schémy pre podporné prvky kvality nastavené v súlade s biologickými prvkami kvality. Pri každom prvku kvality, na základe vyhodnotenia metodikou určených metrík a ukazovateľov, sa priraduje výsledný stav za jednotlivý prvok kvality.

Do hodnotenia ekologického stavu boli zaradené nasledovné prvky kvality rozdelené do 3 skupín:

- 1) biologické prvky kvality: bentické bezstavovce, fyto-bentos a makrofyty, fytoplanktón;
- 2) fyzikálno-chemické prvky kvality:
 - a) všeobecné fyzikálno-chemické ukazovatele (pH, teplota vody, rozpustený kyslík, alkalita, vodivosť, BSK₅, CHSK_{Cr}, celkový dusík a celkový fosfor, N-NH₄, N-NO₃, P-PO₄);
 - b) 26 škodlivých a obzvlášť škodlivých látok relevantných pre SR;
- 3) hydromorfologické prvky kvality.

Do hodnotenia chemického stavu bolo zaradených 33 prioritných látok podľa smernice 2008/105/ES. Tieto boli zhodnotené vo vzťahu k priemerným ročným a najvyšším prípustným koncentráciám, ktoré požaduje uvedená smernica.

Výsledky

Celkove sa zhodnotilo 1763 vodných útvarov tokov a jazier/nádrží Slovenska (počet vodných útvarov - stav k 12.12.2008). V prípade kanálov, ktoré boli vymedzené ako významne modifikované alebo umelé (SKB0143, SKB0161, SKD0015, SKH0149, SKN0018, SKS0022, SKV0054, SKV0146, SKV0167, SKV 0175) sa určil tiež najskôr ekologický stav. V mnohých prípadoch chýbali akékoľvek údaje o biologických prvkoch kvality, preto sa po zvážení najmä hydromorfologických vplyvov (najmä izolované dno, napriamienie) určil zlý stav vodného útvaru. Tieto vodné útvary sú ďalej predmetom stanovenia ekologického potenciálu (Tóthová a kol., 2008).

Na základe výsledkov hodnotenia ekologického stavu možno konštatovať, že z celkového počtu 1763 vodných útvarov je:

- 528 vodných útvarov povrchových vôd vo veľmi dobrom ES;
- 613 vodných útvarov je v dobrom ES;
- 561 vodných útvarov povrchových vôd v priemernom ES;

- 51 vodných útvarov povrchových vôd v zlom ES;
- 9 vodných útvarov povrchových vôd vo veľmi zlom ES.

V 44 vodných útvaroch bola stanovená stredná spoľahlivosť hodnotenia ES, v ostatných vodných útvaroch (1719) bola v súlade s princípmi hodnotenia spoľahlivosti stanovená spoľahlivosť hodnotenia nízka.

Podľa hodnotenia chemického stavu, možno konštatovať, že z celkového počtu vodných útvarov (1763) najvyššie prípustné koncentrácie boli prekročené v 74 vodných útvaroch. Najčastejšie boli prekročené koncentrácie v prípade DEHP (bis(2-etylhexyl)-ftalát), brómovaného difenyléretu, ťažkých kovov (najmä Hg) a prchavých aromatických uhlíkovodíkov. Spoľahlivosť hodnotenia chemického stavu bola stredná a vo väčšine prípadov nízka.

Literatúra

BODIŠ, D. a kol., 2008. Návrh stanovenia pozad'ových koncentracii vybraných kovov vo vodných útvaroch Slovenskej republiky. Závěrečná správa. ŠGÚDŠ, SHMÚ, SVP, š.p., UH SAV, Bratislava.

CHRIAŠTEL, R. a kol., 2006. Program monitorovania vôd Slovenska na rok 2007, MŽP SR

DOBIAŠOVÁ, M., BAČÍKOVÁ, S., SCHREUER, K., PALUŠOVÁ, Z., VANČOVÁ, A., BARTÍK, I., MÁJOVSKÁ A., ŠPORKA, F., AROVIITA, J., HÄMÄLÄINEN, H., VEHANEN, T., REKOLAINEN, S., KUKKONEN, M., MIETTINEN, J., BODIŠ, D., SLANINKA, I., 2006. Hodnotenie typológie útvarov povrchových vôd SR . Priebežná správa. SHMÚ, Bratislava.

European Commission, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council – Establishing a framework for Community action in the field of water policy. Brussels, Belgium, 23 October 2000.

Guidance Document No. 10, 2003. Rivers and Lakes – Typology, Reference Conditions and Classification Systems. Produced by Working Group 2.3 – REFCOND. Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC).

Guidance Document No 13. Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential, Produced by Working Group 2A, © European Communities, 2005.

KUNÍKOVÁ, E., 2008. Aktualizovaná riziková analýza. Závěrečná správa VÚVH, Bratislava.

MAKOVINSKÁ, J., KUČÁROVÁ, K., TÓTHOVÁ, L., HAVIAR, M., VALÚCHOVÁ, M., MIŠÍKOVÁ ELEXOVÁ, E., HLÚBIKOVÁ, D., BODIŠ, D., KORDÍK, J., SLANINKA, I., BARTÍK, I., MAGULOVÁ, R., MELOVÁ, K., KOBELOVÁ, M., MATULÍK, D., BOŠÁKOVÁ, M., PAŠERBOVÁ, E., MLÁKA, M., ROZDOBUĐKOVÁ, N., MAŤAŠOVÁ, Z., PEKÁROVÁ, P., SHEARMAN, A., BALÁŽI, P., ŠPORKA, F., MUŽÍK, V., KOVÁČ, V., KUNÍKOVÁ, E., TRUBENOVÁ, K., 2008: Predbežné hodnotenie stavu vodných útvarov povrchových vôd Slovenska. Závěrečná správa. VÚVH, SHMÚ, SVP, š.p., UZ SAV, SAŽP, ŠGÚDŠ, UH SAV, PRIF UK, Bratislava.

Rivers and Lakes – Typology, Reference Conditions and Classification Systems. Guidance document, EC, 2003. ISBN 92-894-5614-0.

SUPEKOVÁ, M., 2007: Spresňovanie vymedzenia útvarov povrchových vôd. Závěrečná správa VÚVH Bratislava, 1- 47.

ŠPORKA, F., MAKOVINSKÁ, J., HLÚBIKOVÁ, D., TÓTHOVÁ, L., MUŽÍK, V., MAGULOVÁ, R., KUČÁROVÁ, K., PEKÁROVÁ, P., MRAFKOVÁ, L., 2007. Metodika pre odvodenie referenčných podmienok a klasifikačných schém pre hodnotenie ekologického stavu vôd. Závěrečná správa. VÚVH, SHMÚ, UZ SAV, SAŽP, UH SAV, Bratislava.

TÓTHOVÁ, L., KUČÁROVÁ, K., VALÚCHOVÁ, M., MELOVÁ, K., TRUBENOVÁ, K., MIŠÍKOVÁ-ELEXOVÁ, E., HAVIAR, M., BALÁŽI, P., HLÚBIKOVÁ, D., MAKOVINSKÁ, J., MARTINOVIČ, Ľ., PALUŠOVÁ, Z., BARTÍK, I., 2008. Postup odhadovania MEP a GEP, predbežné hodnotenie ekologického potenciálu pre HMWB a AWB a vyhodnocovanie ekologickej efektivity navrhnutých opatrení vo vodných útvaroch. Závěrečná správa. VÚVH, SHMÚ, SVP, š.p., Bratislava.

2008/105/ES SMERNICA EURÓPSKEHO PARLAMENTU A RADY o environmentálnych normách kvality v oblasti vodnej politiky, o zmene a doplnení a následnom zrušení smerníc 82/176/EHS, 83/513/EHS, 84/156/EHS, 84/491/EHS a 86/280/EHS a o zmene a doplnení smernice 2000/60/ES zo 16. decembra 2008.

MAKROZOOBENTOS BAČKOVSKÉHO POTOKA VO VZŤAHU K BREHOVEJ VEGETÁCII A ĎALŠÍM ENVIRONMENTÁLNYM PREMENNÝM.

Manko, P.¹, Čiamporová-Zaťovičová, Z.², Kočišová, A.³, Jusko, J.¹,
Balázs, P.¹

¹ Prešovská univerzita, Fakulta humanitných a prírodných vied, Katedra ekológie,
ul. 17. novembra 1, 08116 Prešov, manko@unipo.sk

² Slovenská akadémia vied, Ústav zoológie, Dúbravská cesta 9, 84506 Bratislava 845 06

³ Univerzita veterinárneho lekárstva, Katedra parazitológie a infekčných chorôb, komenského
73, 04181 Košice

Úvod

Terestrické a vodné ekosystémy sú priamo prepojené tokom energie a živín (Gregory et al., 1991). Rozdiely v brehovej vegetácii a zalesnení sa odrážajú v rozdielnej diverzite a abundancii bentických spoločenstiev (Petersen et al., 2004; Ormerod et al., 1993; Gee & Smith, 1997). Na makrozoobentos však vplýva aj mnoho ďalších environmentálnych premenných. V tejto práci prezentujeme výsledky skúmania vzťahov medzi spoločenstvom makrozoobentosu Bačkovského potoka na jednej strane a brehovou vegetáciou, využívaním krajiny a ďalšími faktormi na strane druhej.

Materiál a metódy

Brehová vegetácia bola determinovaná v dvoch termínoch v rokoch 2005 a 2006 podľa kľúča Simona (2002). Na základe jej charakteru a tyxonomickeho zloženia sme stanovili v skúmanom území 7 sekcií. Makrozoobentos sme odoberali v týchto sekciách sezónne počas rokov 2006 a 2007 s použitím hydrobiologickej sieťky (25x25 cm; 350µm). Vzorky boli odoberané z prítomných mikrohabitatov, fixované 4%-ným formaldehydom a následne v laboratóriu triedené a determinované. Pomocou programu PAST (PALaeontological STatistics, ver. 1.53, Hammer et al., 2001) sme s použitím klastrovej analýzy (paired group, Jaccard similarity index) porovnali podobnosť jednotlivých sekcií.

Charakteristika skúmaného územia

Báčkovský potok pramení v Slanských vrchoch (vulkanické pohorie) vo výške 765m a je pravostranným prítokom Tople. Ústi do nej v nadmorskej výške 105 m. Horná časť je relatívne zachovaná (NPR Bačkovská dolina), v dolnej časti tečúcej Východoslovenskou nížinou je tok zregulovaný a napriamený. Priemerná januárová teplota je tu -6 až -7°C, priemerná júlová teplota 14 až 16°C a ročný úhrn zrážok 700-800mm (Mazúr et al., 1980).

Výsledky a diskusia

V brehovej vegetácii sme detrimovali 106 taxónov vyšších rastlín. V siedmich sekciách s rozdielnym charakterom vegetácie a jej druhového zloženia sa počty taxónov pohybovali v rozmedzí od 11 do 40. Tesne pod prameňom a v hornej časti povodia bola vegetácia silne ovplyvnená vetrolamom a následným odlesnením. Pestrosť spočiatku od pramennej oblasti po prúde klesala a najnižšia bola v strednej časti (kaňonovité koryto so skalnými stenami). V

nižšie položených častiach toku druhová pestrosť narastala a maximum dosiahla v spodnom sektore zalesneného územia. So zmenou charakteru vegetácie na krovinatú a so zmenou využívania krajiny (lúky, pasienky) nasledoval aj pokles alfadiverzity. Na základe klastrovej analýzy sa ako najpodobnejšie sektory ukázali č. 5 a 6, ostatné boli značne odlišné a usporiadané podľa umiestnenia na toku (riečne kontinuum).

Determinovali sme 99 taxónov vodných makrovertebrát. Toto číslo je nižšie v porovnaní s výsledkami z iných tokov Slovenska (Krno, 1996; Novikmec et al. 2007), čoho príčinou je pravdepodobne menšia dĺžka skúmaného toku. Ešte nižšie hodnoty čo sa druhovej diverzity týka boli zistené z tokov porovnateľnej (napr. Derka et al., 2001, Koščo & Manko, 2006; Žiak, 2007). V makrozoobentose dominovali zástupcovia hmyzu – podenky (Ephemeroptera), pošvatky (Plecoptera), potočníky (Trichoptera), chrobáky (Coleoptera), dvojkrídlovce (diptera) a kôrovcov - kriváky (Crustacea, Amphipoda). Tieto taxonomické skupiny boli významné z pohľadu biomasy aj abundancie. Počty taxónov v jednotlivých úsekoch toku sa pohybovali od 5 do 64 taxónov, pričom najnižšia pestrosť bola v pramennej oblasti a kaňonovitej časti. Najvyššie počty sme zaznamenali v spodnej časti zalesneného úseku. To je v súlade so zisteniami Naimana et al. (1993) a Tateho & Heinlyho (1995), ktorý uvádzajú, že lesná pokrývka (zatiene) sú dôvodom nárastu EPT, indexu diversity a druhovej pestrosti. V kaňonovitej časti je nízka biodiverzita podobne ako u vegetácie limitovaná substrátom, v pramennej oblasti sú výraznými faktormi pravdepodobne odlesnenie a devastácia koryta. Podobne Krno (1999, 2000) zistil výrazný vplyv odlesnenia a následnej erózie v horných častiach tokov na druhovú pestrosť a zloženie spoločenstiev pošvatiek. Klastrová analýza podobností jednotlivých sektorov ukázala, že najpodobnejšie sú si sektory 5 a 6, celkovo sú zrejmé 3 klastre. Prvý – sektory 1 a 2, druhý - sektory 4, 5, 6, 7 a najviac odlišný sektor 3. Tu sa prejavili disturbancie narúšajúce riečne kontinuum. V hornej časti (1,2) je to odlesnenie, erózia a narušenie koryta (je tu príležitostne využívané ako lesná cesta pre mechanizmy), v sektore 3 spomínané substrátové podmienky. Spodné sektory skúmanej časti toku sú relatívne nenarušené, zalesnené, len v najspodnejšej časti (sektor 7) plynule les prechádza do krovinatej vegetácie a okolité územie je využívané ako pasienky a lúky.

Ak porovnáваме druhovú pestrosť brehovej vegetácie a makrozoobentosu, v oboch prípadoch je viditeľný trend nárastu po prúde. Priebeh je však odlišný a zreteľné sú rozdiely (klastrová analýza) v podobnosti jednotlivých sektorov. Pravdepodobné príčiny sú: 1. makrozoobentos je výrazne ovplyvnený narušením koryta, ktoré sa vegetácie netýka; 2. makrozoobentos sa mení viac kontinuálne ako brehová vegetácia, vplyv výrazných zmien (napr. odlesnenie) je tlmený a menej ohraničený; 3. vegetácia je viac ovplyvnená výstavbou cesty v okolí toku a ďalšími vyvolanými zmenami ako makrozoobentos; 4. pre makrozoobentos je dôležitejšia prítomnosť/nepřítomnosť brehovej vegetácie, resp. jej charakter ak poskytuje tieň a zdroj organickej hmoty ako jej druhové zloženie.

Pod'akovanie

Práca bola podporená projektom APVV-154-07 (Biodiverzita – tri úrovne).

Literatúra

BUNN, S. E., DAVIES, P. M., MOSISCH, T. D., 1999: Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. *Freshwater Biology* 41: 333–345.

DERKA, T., KOVÁČOVÁ, J., BULÁNKOVÁ, 2001: Význam substrátu pre štruktúru vybraných taxocenóz makrozoobentosu rieky Rudava. *Folia faunistica Slovaca*. Bratislava, 6: 59-68.

GEE, J.H.R., SMITH, B.D., 1997: Benthic invertebrates in the headwaters of the Wye and Severn: effects of forestry and clearfelling. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 1: 549-556.

HAMMER, Ø., HARPER, D. A. T., RYAN, P. D. 2001: PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp.

KOŠČO, J., MANKO, P., 2006: Makrozoobentos a ryby riečky Turne. In: *Natura carpatica*. Ročník XLVII. Bratislava, 153-168.

KRNO, I., 1996: Limnology of the Turiec river basin (West Carpathians, Slovakia). *Biologia*, Bratislava, 51/Supplement 2, 122 pp.

KRNO, I., 1999: Pošvatky (Plecoptera) povodia Ipľa a Hrona. *Folia Faun. Slovaca*, 4: 33-40.

KRNO, I., 2000: Stoneflies (Plecoptera) in some volcanic mountain ranges of the West Carpathians (Slovakia) and the impact of human activities. *Limnologica*, 30: 341-350.

MAZÚR, E. et al., 1980: Atlas SSR, SAV Bratislava.

NAIMAN, R. J., DECAMPS, H., POLLOCK, M., 1993: The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications* 2: 209–212.

NOVIKMEC, M., SVITOK, M., BULÁNKOVÁ, E., ČIAMPOROVÁ-ZAŤOVIČOVÁ, Z., DERKA, T., ORMEROD, S.J., RUNDLE, S.D., LLOYD, E.C., DOUGLAS, A.A., 1993: The influence of riparian management on the habitat structure and macroinvertebrate communities of upland streams draining plantation forest. *J. Appl. Ecol.*, 30: 13-24.

PETERSEN, I., MASTERS, Z., HILDREW, A.G., ORMEROD, S.J., 2004: Dispersal of adult aquatic insects in catchments of differing land use. *J. Appl. Ecol.*, 41: 934–950.

SIMON, T., 2002: A magyarországi edényes flóra határozója. Harasztok – Virágos növények. Nemzeti tankönyvkiadó, Budapest, 846 s.

TATE, C. M., HEINLY, J. S., 1995: The ordination of benthic invertebrates communities in the South Platte River Basin in relation to environmental factors. *Freshwater Biology* 33: 439–454.

ŽIAK, M., 2007: Hodnotenie ekologickej kvality vybraných úsekov toku Rosinka (Malá Fatra) na základe makrozoobentosu a riečnej hydromorfológie. *Správy Slovenskej zoologickej spoločnosti*, 24/25: 45-68.

LIMNOOGIE KOUPACÍCH BIOTOPŮ

Maršálek, B. a Maršálková, E.

Botanický ústav AVČR, Květná 8, Brno, sinice@sinice.cz

Koupací biotopy jsou z hlediska limnologie zajímavým prostředím – jde o rekreační nádrže od rodinných velikostí po veřejné koupací biotopy s návštěvností 500-900 osob za den. Jsou stavěny stále více a více jako alternativa k betonovým a chemicky udržovaným systémům. Systém je rozdělen na rekreační a regenerační zonu. Regenerační zona musí být schopna odstranit mikrobiální, chemické (opalovací krémy, oleje atd.) a živinové znečištění. Podstatnou podmínkou provozu koupacích biotopů je zcela bezchemický provoz, protože kvalita vody je řízena striktně pouze biotickými vztahy ve vodním ekosystému (makrofyta, zooplankton-fytoplankton, zoobentos, bakterioplankton). Praxe ale ukazuje, že jde o velmi nestabilní vodní ekosystémy, které zvládají jen určité zatížení živinami, nebo nečistotami (především opalovacími krémy). Rozhodování o možných metodách řízení kvality vody v takové nádrži je nutno dělat striktně na základě dobrých hydrochemických a hydrobiologických analýzách.

V přednášce budou uvedeny příklady, které ukazují, že jde o skvělé modelové ekosystémy, kde lze verifikovat v přírodních podmínkách limnologické teorie a principy.

VLIV BOTTOM-UP A TOP-DOWN KONTROLY NA SPOLEČENSTVO AEROBNÍCH ANOXYGENNÍCH FOTOSYNTETICKÝCH BAKTÉRIÍ

Mašín, M.^{1,2}, Čuperová, Z.^{1,2}, Hojerová, E.^{2,3} a Koblížek, M.^{1,2}

¹ *Institute of Physical Biology JU, Zámek 36, 373 33 Nové Hradky, Czech Republic*

² *Institute of Microbiology CAS, Opatovický mlýn, 379 81 Třeboň, Czech Republic*

³ *Faculty of Science JU, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice, Czech Republic*

Aerobní anoxygenní fotosyntetické bakterie (AAPs) jsou skupinou mikroorganismů, jejíž zastoupení v bakterioplanktonu je obvykle poměrně nízké < 5%, ačkoli tyto bakterie mají schopnost získávat dodatečnou energii přímo ze světla. Během manipulačního experimentu jsme zjistili, že přidavek živin (N, P) nemění výrazně zastoupení AAPs v bakterioplanktonu. Zásadní vliv však mělo odstranění bakteriálních predátorů, po němž se podstatně zvýšil podíl AAPs v celé bakteriální komunitě ze 14 na ~ 35%.

Úvod

Skupina aerobních anoxygenních fotosyntetických bakterií (AAPs) je skupinou anoxygenních bakterií, která je schopná na rozdíl od ostatních skupin fototrofních bakterií provádět fotosyntézu i v prostředí bohatém na kyslík. AAPs však nedokáží asimilovat vzdušný CO₂, a jsou tak závislé na zdroji organického uhlíku (Kolber et al., 2001). Avšak schopnost získávat dodatečnou energii (ATP) přímo ze světla dává této skupině výhodu, protože takto jsou schopny lépe využít dostupný organický C pro svůj metabolismus (růst). Skupina AAPs byla poprvé popsána na konci sedmdesátých let minulého století (Shiba et al., 1978). Pod dlouhou dobu pak byla považována za poměrně okrajovou skupinu organismů. Avšak současné studie, jež byly inspirovány objevem Kolbera a kol. v roce 2001, kdy zjistili, že AAPs jsou široce zastoupeny ve vodách světového oceánu, přinesly poměrně překvapivé informace o výskytu těchto bakterií v různých biotopech. Bylo zjištěno, že AAPs vykazují vysoké růstové rychlosti v porovnání s ostatními skupinami bakteriálního společenstva (Koblížek et al., 2007). Rovněž bylo zjištěno, že AAPs vykazují výraznou sezónní i diurnální dynamiku (Mašín et al., 2006; 2008, Medová et al., in prep.). Ve sladkých vodách temperátní klimatické oblasti jsme vrchol výskytu AAPs ve sladkých vodách ve většině případů pozorovali v průběhu června, kdy tvořili až 30 % celé bakteriální komunity. Nejvyšší zastoupení AAPs v bakterioplanktonu bylo pozorováno v oligotrofních nebo mezotrofních vodách. Tato fakta nastolují dvě zásadní otázky: Jak AAPs reagují na změnu v koncentraci živin (zvýšení), a proč, přestože vykazují vysoké růstové rychlosti, jsou AAPs v bakterioplanktonu obvykle zastoupeny ve velmi malém množství?

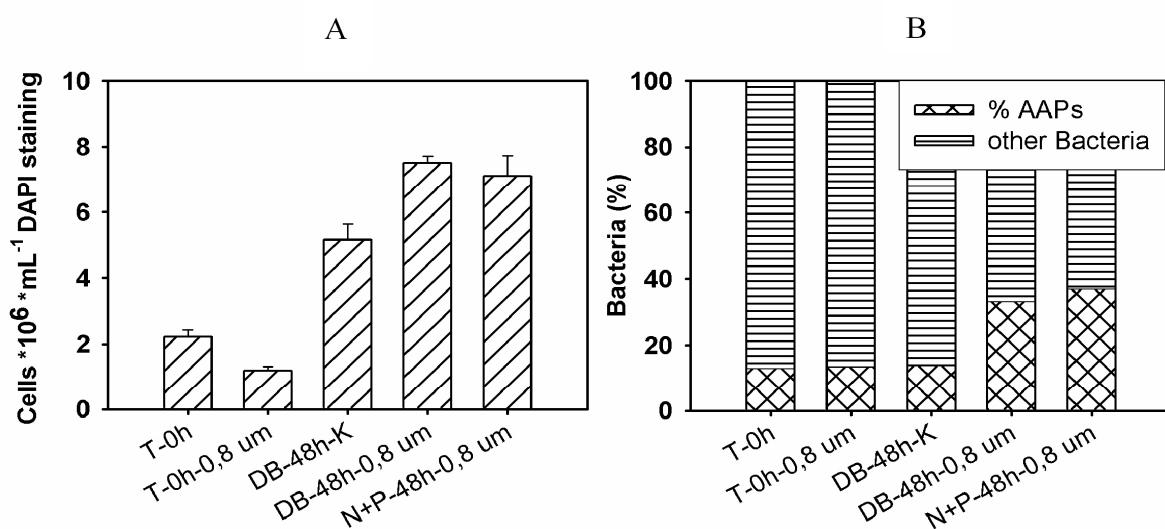
Materiál a metody

Abychom osvětlili tyto otázky, provedli jsme manipulační experiment, při němž jsme měnili dostupnost živin (N, P) a složení planktonního společenstva. Voda pro experiment byla odebrána v pískovně Cep 1 (GPS Loc: 48°55'23.039"N, 14°50'20.109"E). Hodnota pH vody bylo 5,6, teplota 17,1 °C, celkové obsahy živin N - 0,591 mg/L, P - 0,035 mg/L, organický C - 8,55 mg/L. Voda byla přefiltrována přes filtr o porozitě 0,8 um, a poté naplněna do dialyzačních sáčků a inkubována in-situ ve třech opakováních. Stejným způsobem byly v dialyzačních sáčcích inkubovány vzorky vody, které nebyly filtrovány a sloužily jako

kontrola. Inkubace probíhala po dobu 48 h. Zároveň byla zfiltrovaná voda naplněna do plastových PET lahví – 600 ml do 1,5 l lahve a obohacena trojnásobkem celkové koncentrace N a P naměřené v odebraném vzorku vody. Živiny byly dodány ve formě K_2HPO_4 a $(NH_4)_2SO_4$. Tyto lahve byly poté rovněž inkubovány in-situ. Změny v bakteriálním společenstvu byly vyhodnoceny pomocí epifluorescenční mikroskopie (barvení DAPI, autofluorescence bakteriochlorofylu) a měřením pomocí kinetického fluorometru.

Výsledky a diskuse:

Ve vodě odebrané na stanovišti na počátku experimentu bylo ve vodě přítomno 2,2 mil. bakteriálních buněk/mL, z čehož AAPs tvořily 13%. Filtrací se celkový počet přítomných bakteriálních buněk snížil na polovinu avšak proporce AAPs se nezměnila. Po ukončení inkubace jsme zjistili, že v kontrolních vzorcích se celkové množství bakterií zvýšilo na ~ 5 mil./mL, ale podíl AAPs v bakterioplanktonu zůstal stejný jako na počátku experimentu. Oproti tomu ve filtrovaných vzorcích, které byly inkubovány in-situ v dialyzačních sáčcích, se během inkubace zvýšil celkový počet bakterií na ~ 7 mil. buněk/mL, zastoupení AAPs v bakteriálním společenstvu však vzrostlo na 37%. Ve vzorcích obohacených živinami se během inkubace zvýšil celkový počet bakterií rovněž zvýšil na 7 mil. buněk/mL a zastoupení AAPs se zvýšilo na 35% (Obr. 1). Je tedy zřejmé, že N a P nebyly na stanovišti živinami limitujícími bakteriální produkci. Limitující živinou byl pravděpodobně dostupný organický C. Ze získaných dat je zřejmé, že zvýšené koncentrace N a P nehrají z hlediska rozvoje skupiny AAP bakterií výraznou roli. Naopak, vzhledem k tomu, že došlo k přibližně stejnému zvýšení proporce AAPs v bakteriálním společenstvu obou variant experimentu, kde byli odstraněni bakteriální predátoři, je možné usuzovat, že skupina AAPs je objektem silného predančního tlaku - predátoři preferují buňky AAPs neboť tyto buňky jsou větší a dělí se častěji než ostatní buňky bakteriálního společenstva (Sherr et al., 1992). Tento výsledek naznačuje, že AAPs jsou významnou složkou potravního řetězce a hrají významnou roli při recyklaci organického C.



Obr. 1 a) celkový počet bakteriálních buněk v 1 ml vzorku – barvení DAPI

b) zastoupení AAPs v celém bakteriálním společenstvu

V grafech jsou vyneseny tyto varianty experimentu: počátek experimentu – T-0h a počátek po filtrování – T-0h-0,8 um; inkubované v dialyzačních sáčcích po 48h inkubace – DB-48h-K (kontrola) a filtrovaný vzorek – DB-48h-0,8 um; dále pak filtrovaný a N+P obohacený vzorek po 48 h inkubace – N+P-48h-0,8 um.

Reference:

- Kolber, Z.S., Plumley F.G., Lang A.S., et al. (2001). Contribution of aerobic photoheterotrophic bacteria to the carbon cycle in the ocean. *Science* 292:2492-2495.
- Koblížek, M., Mašín, M., Ras, J., Poulton, A. J., Prášil, O. (2007) Rapid growth rates of aerobic anoxygenic phototrophs in the ocean. *Envir. Microbiol.* 9: 2401-2406.
- Mašín, M., Zdun A., Ston-Egiert, J., Nausch, M., Labrenz, M., Moulisová, V., Koblížek, M. 2006. Seasonal changes and diversity of aerobic anoxygenic phototrophs in the Baltic Sea. *Aquatic Microbial Ecology* 45: 247-254.
- Mašín, M., Nedoma, J., Pechar, L. and Koblížek, M. 2008. Distribution of aerobic anoxygenic phototrophs in temperate freshwater systems. *Environ. Microbiol.* 10 (8):1988 -1996.
- Sherr, B. F., Sherr, E.B. and McDaniel. 1992. Effect of protistan grazing on the frequency of dividing cells in bacterioplankton assemblage. *Appl. Environ. Mikrobiol.*, 58:2381-2385.
- Harashima, K., Shiba, T., Totsuka, T., Simidu, U., Taga, N. 1978. Occurrence of Bacteriochlorophyll a in a strain of an aerobic heterotrophic bacterium. *Agricult. Biol. Chem.* 42: 1627-1628.

SLEDOVÁNÍ ANOXYGENNÍCH FOTOTROFŮ V ALKALICKÝCH JEZERECH V ZABAJKALSKÉ OBLASTI VÝCHODNÍ SIBIŘE

Medová, H.

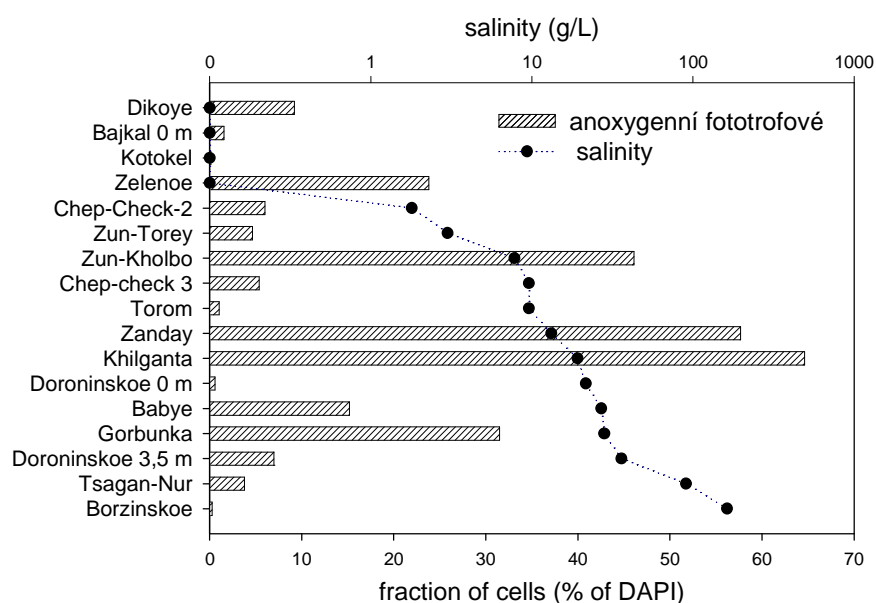
*Ústav fyzikální biologie Jihočeské univerzity, Zámek 136, 373 33 Nové Hrady
Mikrobiologický ústav AV ČR, Novohradská 237, 379 81 Třeboň*

Anoxygenní fotosyntetické bakterie jsou evolučně velmi staré organismy, které obsahují jednoduchá fotosyntetická reakční centra tvořená bakteriochlorofylem *a*. Přestože se původně jednalo o plně fotoautorofní organismy, po rozvoji oxygeních sinic a okysličení zemské atmosféry před 2.3 mld se část těchto organismů přizpůsobila novým podmínkám a přešla na fotoheterotrofní způsob života. Role těchto aerobních anoxygenních fototrofů (AAP) v ekosystému začala být intenzivně studována po roku 2000, kdy byla jejich přítomnost zaznamenána v Tichém oceánu (Kolber a kol., 2000). Jejich podíl v mořských prokaryotních společenstvech tvoří 2–6 %. AAP se vyskytují též v jezerech. V. Yurkov izoloval AAP z ruských termálních pramenů a kanadských slaných pramenů (Yurkov a Csotonyi, 2009). Ve sladkých vodách byla jejich přítomnost popsána v roce 2008 v šumavských jezerech Čertovo a Plešné a několika dalších oligotrofních jezerech v ČR (Mašín a kol., 2008).

V létě 2008 jsme studovali jejich přítomnost v alkalických a slaných jezerech Zabajkalského regionu při expedici pořádané prof. Gorlenkem z Mikrobiologického ústavu RAS v Moskvě a prof. Namsaraevem z Ústavu obecné a experimentální biologie RAS v Ulan-Ude.

Přítomnost AAP bakterií jsme sledovali v 15 alkalických jezerech (pH 8,7–10,4) s hloubkou od 0 do 6,5 m. Salinita studovaných jezer se pohybovala v rozmezí 0–163,2 g · L⁻¹. Šest z nich byla sodná jezera se 2,3–11,1 g · L⁻¹ rozpuštěného HCO₃²⁻ + CO₃²⁻. Spolu s průzkumem alkalických jezer bylo provedeno měření výskytu AAP bakterií též v jezeře Bajkal.

Anoxygenní fototrofní bakterie byly nalezeny ve 15 z 16 sledovaných jezer (obr. 1) s největším zastoupením v jezerech o salinitě v rozmezí 7,8–19,2 g · L⁻¹. V pěti jezerech jejich podíl přesahoval 20 % (v jezeru Gorbunka 31,5 %, v Khilgantě 64,6 %, v Zanday 57,7 %, v Zun-Kholbu 46,1 %, v Alvakhonu 23,8 %). Tyto velmi vysoké počty jsou vyšší řádově než množství AAP bakterií udávané v mořských biotopech..



Obr.1: Výskyt anoxygenních fototrofických bakterií v alkalických jezerech Zabajkalské oblasti, Východní Sibiř. V grafu vynesena slanost jednotlivých jezer (bodový graf, horní osa) a procentuelní podíl anoxygenních fototrofů na prokaryotickém společenstvu (sloupcový graf, dolní osa).

Literatura

Mašín M., Nedoma J., Pechar L., and Koblížek M. (2008) Distribution of aerobic anoxygenic phototrophs in temperate freshwater systems. *Environ. Microbiol.* 10: 1988–1996.

Kolber Z.S., Van Dover C.L., Niederman R.A., and Falkowski P.G. (2000) Bacterial photosynthesis in surface waters of the open ocean. *Nature* 407: 177–179.

Yurkov V. and Csotonyi J.T. (2009) New Light on Aerobic Anoxygenic Phototrophs. *in* Hunter C.N. et al (eds) *The Purple Phototrophic Bacteria*. Springer Science + Business Media B.V., 31–55

ROZDÍLY VE STRUKTUŘE MIKROBIÁLNÍCH SPOLEČENSTEV POVRCHOVÝCH VOD VLIVEM SEZÓNŇÍCH ZMĚN A MÍRY ZNEČIŠTĚNÍ

Mlejnková, H. a Horáková, K.

Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.Masaryka, v.v.i., pobočka Brno, Mojžírovo nám. 16

Mikroorganismy patří díky svým transformačním schopnostem k nejvýznamnějším organismům vodních ekosystémů. Jejich přítomnost ve vodním prostředí ovlivňuje jeho vlastnosti a naopak vnější podmínky, působící na vodní prostředí a složení vody, ovlivňují charakter mikrobiálních společenstev. Jednou z možností charakterizace struktury mikrobiálních společenstev povrchových vod je určení zastoupení fylogenetických skupin domén *Bacteria* a *Archaea* metodou fluorescenční *in situ* hybridizace (FISH).

Cílem této práce bylo s použitím metody FISH charakterizovat mikrobiální společenstva povrchových vod s různou mírou znečištění a určit vliv odlišných klimatických podmínek v různých ročních obdobích.

Rozdíly ve struktuře mikrobiálních společenstev byly určovány ve vzorcích vod s různým stupněm znečištění. Byly zpracovány vzorky z horských toků z oblasti Beskyd, středně a silně znečištěných profilů řek Jihlavy, Moravy a Dřevnice a vzorky odpadních vod z průmyslu a kořenových čistíren. Míra znečištění vod byla stanovena základními chemickými, fyzikálně-chemickými a mikrobiologickými analýzami. Vzorky byly odebírány ve všech ročních obdobích, tj. 4x v roce. Mikrobiální společenstva byla charakterizována metodou FISH, pomocí níž byly stanoveny počty mikroorganismů v 6 vybraných fylogenetických skupinách - *Bacteria*, *Archaea*, *Alphaproteobacteria*, *Betaproteobacteria*, *Gammaproteobacteria* a *Cytophaga-Flavobacterium*. Celkové počty mikroorganismů byly stanoveny barvením DAPI (4',6'-diamidino-2-fenylindol) a mikroskopii v UV světle. Zařazení do fylogenetických skupin bylo provedeno hybridizací se specifickými sondami, značenými barvivem Cy3 a kvantifikací pomocí fluorescenční mikroskopie.

Naše výsledky ukázaly významné rozdíly ve složení mikrobiálních společenstev vod s různým antropogenním zatížením. Nejnižší celkové mikrobiální počty (v průměru 5×10^5 v ml) byly zjištěny v čistých horských tocích, kde převládala skupina *Gammaproteobacteria* a *Betaproteobacteria*. Ve středně znečištěných tocích byly celkové počty mikroorganismů až o 2 řády vyšší, dominantními skupinami zde byly *Betaproteobacteria*, *Alphaproteobacteria* a *Cytophaga-Flavobacterium*, s odlišným zastoupením v řece Moravě a Jihlavě. Celkové počty mikroorganismů a struktura mikrobiálních společenstev byly obdobné ve vzorcích průmyslových odpadních vod a v silně znečištěných povrchových vodách, dominantními skupinami zde byly *Betaproteobacteria* a *Cytophaga-Flavobacterium*. Řádově vyšší počty mikroorganismů (až 10^8 v ml) a odlišná struktura mikrobiálního společenstva (dominance *Betaproteobacteria* a *Gammaproteobacteria*) byla zjištěna u vzorků odpadních vod z kořenových čistíren. Ve všech typech vod byla minoritně zastoupena doména *Archaea*. Naše primární výsledky korespondují se závěry obdobných ekologických studií (Brümmer et al., 2000, Glöckner et al., 1999).

Vliv sezónních změn na strukturu mikrobiálních společenstev byl hodnocen porovnáním vzorků z jednotlivých ročních období. Prvotní výsledky ukázaly odlišnosti pouze na profilech řeky Jihlavy, které jsou však ovlivněny údolními nádržemi.

Využití genotypových metod v mikrobiologii vody vede k rozšíření znalostí o skupinu nekultivovatelných mikroorganismů, pochopení vzájemných vztahů mezi mikroorganismy a prostředím a umožní jejich aplikaci v dalších příbuzných oblastech jako ekologie a ochrana kvality vod.

Brümmer, I. H. M., Fehr, W., Wagner-Döbler, I. 2000: Biofilm community structure in polluted rivers: abundance of dominant phylogenetic groups over a complete annual cycle. *Appl. Environ. Microbiol.* 66: 3078-3082.

Glöckner, F. O., Fuchs, B. M., Amann, R. 1999: Bacterioplankton compositions of lakes and oceans: a first comparison based on fluorescence in situ hybridization. *Appl Environ Microbiol.* 65: 3721-3726.

30 LET SLEDOVÁNÍ VLIVU ENERGETICKY VYUŽÍVANÉ SOUSTAVY NÁDRŽÍ DALEŠICE-MOHELNO NA ZMĚNY HYDROBIOLOGICKÝCH UKAZATELŮ ŘEKY JIHLAVY

Mlejnková, H., Sedláček, P. a Žáková, Z.

Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.Masaryka, v.v.i., pobočka Brno, Mojmírovo nám. 16

Komplex údolních nádrží Dalešice a Mohelno na řece Jihlavě s vazbou na Jadernou elektrárnu Dukovany je významnou vodohospodářsko-energetickou lokalitou. Tato lokalita je ve střední Evropě unikátní i vzhledem k dlouhodobému monitoringu změn kvality vody, který je od padesátých let minulého století prováděn na brněnské pobočce Výzkumného ústavu vodohospodářského T.G. Masaryka. Výsledky sledování zachycují období původního proudícího toku řeky Jihlavy, období výstavby obou přehradních nádrží (1970-1976), období postupného napouštění nádrží (1976-1980), napojování Přečerpávací vodní elektrárny Dalešice (1977-1979), postupného napojování jednotlivých bloků JE Dukovany (1985-1988) a období plného provozu celé energetické soustavy (od roku 1989 dosud).

Zájmová oblast výzkumu zahrnuje horní povodí řeky Jihlavy, nádrže Dalešice a Mohelno a řeku Jihlavu až po ústí do střední nádrže vodního díla Nové Mlýny. Zvláštní pozornost je věnována vlivu JE Dukovany, jejíž otevřený terciární chladicí okruh je v bezprostředním kontaktu s nádrží Mohelno (odběr chladicí vody čerpací stanicí a vracení odpadních vod Skryjským potokem). Dlouhodobý monitoring je prováděn na profilech: 1. Jihlava - Vladislav (konec vzduť nádrže Dalešice), 2. Jihlava pod nádrží Dalešice (konec vzduť nádrže Mohelno), 3. Jihlava pod nádrží Mohelno, 4. čerpací stanice JE Dukovany z nádrže Mohelno a 5. Skryjský potok (ústí do nádrže Mohelno). Naše prezentace zahrnuje výsledky sledování na profilech 1., 2. a 3.

Třicetiletá biologická sledování zahrnují stanovení koncentrace chlorofylu *a*, trofického potenciálu, saprobity biosestonu, složení a abundance fytoplanktonu. Mikrobiologická sledování zahrnují stanovení indikátorů fekálního a organického znečištění. Výsledky stanovení koncentrace chlorofylu *a*, trofického potenciálu a fekálního a organického znečištění ukázaly:

- Množství fytoplanktonu, přinášené z horního povodí řeky Jihlavy do nádrže Dalešice se během třiceti let postupně zvyšovalo. Od roku 1990 přesahovala roční maxima koncentrace chlorofylu *a* hranici *polytrofie* (velmi silně znečištěná voda), tj. 100 µg/l. Z dlouhodobé řady dat je patrné, že od napouštění nádrže Dalešice je fytoplankton, přinášený z povodí řekou Jihlavou v nádrži účinně zachycován. V nádrži Mohelno již k podstatnějšímu pomnožování fytoplanktonu nedochází i přes přísun živin zakonzentrovanými oteplenými odpadními vodami JE Dukovany. Rozvoj fytoplanktonu je brzděn v důsledku porušování stratifikace přečerpávacím provozem elektrárny Dalešice.
- Trofický potenciál přítokové vody řeky Jihlavy indikoval v průběhu sledovaných třiceti let značné změny obsahu využitelných živin. Do roku 1989 bylo pozorováno postupné zvyšování až na maximální hodnoty přes 500 mg/l, odpovídající *polytrofii* dle TNV 75 7741 (až 730 mg/l). Po roce 1989 nastal pokles, způsobený hlavně sníženým přísunem živin v důsledku změn zemědělského hospodaření v povodí.

Podobná tendence byla pozorována i na profilech pod nádržemi Dalešice a Mohelno. K výraznému snižování obsahu živin však pod nádržemi vlivem kontinuálního přísunu živin odpadními vodami JE Dukovany po roce 1989 nedochází.

- Silné fekální znečištění řeky Jihlavy ve Vladislavi je zjišťováno po celou dobu třicetiletého sledování. Fekální znečištění bylo před výstavbou nádrží stanovováno i na profilech Dalešice a Mohelno, v nádržích bylo následně téměř úplně eliminováno. Současný velmi dobrý stav jakosti vody v Jihlavě pod nádržemi není významně ovlivněn ani zaústěním Skryjského potoka, obohaceného mikrobiálním znečištěním z ČOV JE Dukovany. Zatížení organickými látkami, indikované počty organotrofních mikroorganismů bylo v průběhu sledovaného období v řece Jihlavě vysoké (velmi silně znečištěná voda), po výstavbě nádrží došlo na profilech pod nádržemi ke zlepšení stavu a organické zatížení v současné době odpovídá mírnému znečištění.

Kočková, E., Mlejnková, H., Žáková, Z. 2001: Vliv Jaderné elektrárny Dukovany na jakost vody v řece Jihlavě a v soustavě nádrží Dalešice Mohelno. Výzkum pro praxi, sešit 43, ISBN 80-85900-39-4, 128 s.

PRVNÍ VÝSLEDKY LIMNOLOGICKÉHO VÝZKUMU JEZER ODLEDNĚNÉ ČÁSTI OSTROVA JAMESE ROSSE (SZ WEDDELLOVO MOŘE, ANTARKTIDA)

Nedbalová, L.^{1,2} a Elster, J.^{2,3}

¹ *Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy, Viničná 7, 128 44 Praha 2
lindane@natur.cuni.cz*

² *Botanický ústav AV ČR, Dukelská 135, 379 82 Třeboň*

³ *Přírodovědecká fakulta Jihočeské Univerzity, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice*

V letech 2008 a 2009 jsme během antarktického léta provedli základní limnologický výzkum reprezentativního vzorku 34 jezer, která se nacházejí v odledněné části ostrova Jamese Rosse (64°S 58°W, SZ Weddellovo moře, Antarktida) v blízkosti české vědecké stanice J. G. Mendela. Z hlediska vzniku, fyzikálně-chemických vlastností i oživení se jedná se o široké spektrum typů jezer, které představují cenný soubor ekosystémů pro studium diverzity organismů, jejich šíření a ekofyziologických vlastností v extrémním prostředí Antarktidy.

Ostrov Jamese Rosse z velké části pokrývají alkalické bazalty, které se vylily na starší křídové sedimenty. Odlednění severní části ostrova (poloostrov Ulu) na sklonku poslední doby ledové probíhalo velice rychle a již před asi 8000 lety dosáhlo velkého rozsahu. Asi před 5000 lety došlo k dalšímu významnému postupu místních ledovcových splazů. Zhruba před 3000 lety však již byl rozsah ledovců menší než v současnosti, kdy odledněné území zaujímá plochu zhruba 120 km² (Björck et al. 1996, Hjort et al. 1997, Nývlt & Mixa 2003). Tyto údaje umožňují alespoň přibližné datování vzniku jezer, mezi nejstarší patří například jezera na poloostrově Lachman (max. ~ 9000 let; Ingólfsson et al. 1992, Hjort et al. 1997).

Ostrov Jamese Rosse leží ve srážkovém stínu Antarktického poloostrova, ve srovnání s typickými oblastmi maritimní Antarktidy je klima chladnější (průměrná roční teplota -5,4 °C) a výrazně sušší (Láska et al. 2008).

Z důvodu špatné dostupnosti oblasti byl výzkum jezer do zahájení aktivit spojených se stavbou stanice J. G. Mendela omezen na malé množství prací, týkajících se především ústupu ledovců v holocénu, případně chemických a biologických analýz jezerních sedimentů (Björck et al. 1996). V rámci základního průzkumu diverzity fototrofní mikrovegetace lokalit v okolí stanice, který proběhl v roce 2006, byla již podrobně popsána sinicová flóra vybraných jezer (Komárek et al. 2008).

Ledovcová jezera na ostrově Jamese Rosse lze rozdělit do několika typů (viz také Komárek & Elster 2008):

i. Mělká pobřežní jezera.

Tato jezera jsou velmi mělká a nacházejí se v bezprostřední blízkosti mořského pobřeží. Patří sem např. jezera na poloostrově Lachman a jezero Phormidium v zátocě Brandy Bay. Růst litorálních společenstev je omezen vysokým přísunem jemných křídových sedimentů z povodí, dno je tvořeno mocnou vrstvou těchto sedimentů. Tato jezera také výrazně ovlivňuje periodické vymrzání, v příbřežních částech často v důsledku vysychání v letním období přecházejí v mělké mokřady (seepages), pro které jsou charakteristické jiné typy nárostových společenstev.

ii. Malá nestabilní jezera v morénách.

Většinou se jedná o malá mladá jezírka s kamenitým dnem, která mohou náhle zaniknout v důsledku tání ledových jader morén a jejich následného kolapsu. Často se zde vyvíjejí bohatá cyanobakteriální společenstva s výraznou zonací ve formě povlaků mocných až několik cm. I když složení těchto povlaků obsahuje jen určitý vymezený počet druhů, většinou se zde střídají i jednotlivé dominanty, jak v povrchové, povrchové vrstvičce, tak ve spodních, tmavě zelených vrstvách. V povrchové, obvykle rezavě červenavé nebo oranžovo-hnědé se uplatňují různé druhy z rodů *Phormidium* a *Leptolyngbya*, spodní vrstvy mají větší druhovou diversitu. Celé toto nárostové společenstvo vytvoří často velkou biomasu, která se někdy před ukončením vegetační sezóny odtrhává od dna a vznáší se u hladiny.

iii. Termokrasová jezera.

Nejpočetnější typ jezer na ostrově Jamese Rosse, vyskytující se ve velké škále velikostí. Vznikají selektivním táním “pohřbeného” ledu, v závislosti na konfiguraci okolního terénu může u některých snadno dojít k protržení morény. Pokud dochází k odtoku vody z jezera, děje se tak podzemními vnitromorénovými kanály. Termokrasová jezera mohou být značně hluboká (> 10 m), mají strmé ledové břehy, někdy pokryté vrstvou kamenitého materiálu, který však kvůli své nestabilitě neumožňuje rozvoj nárostů.

iv. Stabilní hluboká karová jezera.

Tato jezera se nacházejí ve vyšších nadmořských výškách v blízkosti horských hřebenů. (např. jezera Rožmberk a Naděje nedaleko sedla Windy Pass). Charakteristickými rysy je jejich hloubka (největší zjištěna u jezera Rožmberk – 33 m) a dlouhé přetrvávání ledové pokrývky v letním období; někdy dochází jen k odtátí úzkého pásu ledu u břehů. Ledová pokrývka může být značně mocná (až 2 m) a je složená z vrstev dlouhých mnohohraných krystalů (“candle ice”). Tento typ jezer se nejvíce blíží trvale zamrzlým jezerům, která jsou typická pro oblast kontinentální Antarktidy. Nárostová společenstva v litorálu jsou podobně jako u termokrasových jezer velmi chudá, primární producenti jsou reprezentováni fytoplanktonem, který je tvořen převážně nepohyblivými zelenými řasami.

v. Stabilní mělká jezera ve vyšších nadmořských výškách.

Narozdíl od předchozího typu na začátku letního období rozmrzají, jejich hloubka se obvykle pohybuje okolo 2 m. Typickými zástupci jsou jezera v okolí údolí Solorina a Torrent Valley a jezero Monolith. Je zajímavé, že jenom zde se v některých případech vyskytují nárosty se stejnými morfotypy sinic, které jsou známé z trvale zamrzlých jezer kontinentální Antarktidy (např. *Leptolyngbya antarctica*). Často zde najdeme i zástupce rozsivek a zelených řas. Specifickou flórou se vyznačují bezodtoká „nebeská“ jezera, u kterých dochází ve vegetačním období k velkému kolísání hladiny – dominantními typy jsou zde často sinice z rodů *Calothrix* a *Dichothrix*, které tvoří ve vysychajícím litorálu nápadné černé povlaky.

Pro teplotní režim mělkých jezer jsou v letním období typické velké cirkadiální fluktuační, např. v jezeře Lachman 1 teplota vody měřená v půlhodinových intervalech během 24 hodin kolísala až o téměř 16 °C (4,1–19,8 °C). Naopak velmi stabilní teplotní podmínky jsou charakteristické pro zamrzlá karová jezera, např. v jezeře Rožmberk byla v období 5. ledna až 3. února 2009 průměrná teplota povrchové vrstvy 0,5±0,1 °C a v hloubce 20 m 0,7±0,1 °C.

Hodnoty pH povrchové vrstvy jezer měřená v terénu se vzhledem k bazickému podloží pohybovaly v rozmezí 5,0–8,7 (medián: 7,5); nejnižší hodnoty byly zjištěny u jezer, kde

docházelo k intenzivnímu tání ledové pokrývky. Konduktivita jezerní vody kolísala v rozmezí 35–3956 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (medián: 155 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$).

Charakteristickým rysem jezer je přítomnost planktonních korýšů. V mělkých jezerech se běžně vyskytují často velmi početné populace žábřonožky *Branchinecta gaini* Daday. Výskyt tohoto druhu je v rámci Antarktidy omezen na maritimní oblast. Zajímavostí je, že vajíčka žábřonožek byla v rámci paleoklimatického výzkumu nalezena v hlubších vrstvách sedimentu jezer v oblasti Brandy Bay, ale až dosud byla tato žábřonožka na ostrově Jamese Rosse považována za vyhynulou z důvodu zhoršení podmínek v porovnání s obdobím tzv. klimatického optima (Björck et al. 1996). Ostrov Jamese Rosse představuje v současnosti východní hranici areálu rozšíření druhu.

Ve všech typech jezer byl zjištěn výskyt ubikvitní vznášivky *Boeckella poppei* Mrázek. Podobně jako u žábřonožky *Branchinecta gaini* sahá areál tohoto druhu od Jižní Ameriky po maritimní Antarktidu, pravděpodobně reliktní populace byly nalezeny i v oblasti Ameryho oázy, která klimaticky patří do kontinentální Antarktidy (Laybourn-Parry et al. 2001). Na rozdíl od ostrova Livingstone (Jižní Shetlandy), kde byl nedávno proveden detailní průzkum jezerní oblasti na poloostrově Byers (Toro et al. 2007), byla převážná většina populací na ostrově Jamese Rosse červeně zbarvena.

Celkově lze shrnout, že jezera na ostrově Jamese Rosse představují unikátní soubor ekosystémů na hranici mezi podmínkami maritimní a kontinentální Antarktidy, a tedy klíčových pro porovnání s důležitými jezerními oblastmi Antarktidy (ostrov Livingstone, McMurdo Dry Valleys, Ameryho oáza, Bunge Hills, atd.).

Literatura:

Björck, S., Olsson, S., Ellis-Evans, C., Håkansson, H., Humlum, O., De Lirio, M. J. 1996. Late holocene paleoclimatic record from lake sediment on James Ross Island, Antarctica. *Paleogeography Paleoclimatology, Paleoecology* 121: 195–220.

Hjort, C., Ingólfsson, Ó., Möller, P., Lirio, J. M. 1997. Holocene glacial history and sea-level changes on James Ross Island, Antarctic Peninsula. *Journal of Quaternary Science* 12: 259–273.

Ingólfsson, Ó., Hjort, C., Björck, S., Smith, R. I. L. 1992. Late Pleistocene and Holocene glacial history of James Ross Island, Antarctic Peninsula. *Boreas* 21: 209–222.

Komárek, J., Elster, J. 2008. Ecological background of cyanobacterial assemblages of the northern part of James Ross Island, Antarctica. *Polish Polar Research* 29: 17–32.

Komárek, J., Elster, J., Komárek, O. 2008. Diversity of the cyanobacterial microflora of the northern part of James Ross Island, NW Weddell Sea, Antarctica. *Polar Biology* 31: 853–865.

Láska, K., Prošek, P., Barták, M.; Elster, J.; Mixa, P. 2008. Climate measurements as a part of multidisciplinary project at the James Ross Island, Antarctica. *Geophysical Research Abstracts* 10, EGU2008-A-11117.

Laybourn-Parry, J., Quayle, W. C., Henshaw, T., Ruddell, A., Marchant, H. J. 2001. Life at the edge: the plankton and chemistry of Beaver Lake, an ultra-oligotrophic epishelf lake, Antarctica. *Freshwater Biology* 45: 1205–1217.

Nývlt, D., Mixa, P. 2003. Paleografický vývoj Antarktického poloostrova během svrchního kenozoika. *Geografie – Sborník ČGS* 108(4): 245–260.

Toro, M., Camacho, A., Rochera, C., Rico, E., Bañón, M., Fernández-Valiente, E., Marco, E., Justel, A., Avendaño, M. C., Ariosa, Y., Vincent, W. F., Quesada, A. 2007. Limnological characteristics of the freshwater ecosystems of Byers Peninsula, Livingston Island, in maritime Antarctica. *Polar Biology* 30: 635–649.

CEEPUS

Nováková, J.

*Dům zahraničních služeb MŠMT, Národní kancelář CEEPUS, Na Poříčí 4/1035,
110 00 Praha 1*



CEEPUS je středoevropský výměnný univerzitní program, který vám umožní studovat v zemích našeho regionu předměty, které na vaší univerzitě nejsou, anebo najít informace pro vaši diplomovou práci, které vám tady chybějí. A samozřejmě, poznat jinou zemi z méně obvyklých úhlů. Pro srovnání s jinými programy se podívejte na naše specifika.

Země zapojené do programu:

Albánie, Bosna a Hercegovina, Bulharsko, Černá Hora, Česká republika (od r.1996), Chorvatsko, Maďarsko, Makedonie, Polsko, Rakousko, Rumunsko, Slovensko, Slovinsko, Srbsko, spolupracuje též Priština-Kosovo.

7 x plus pro CEEPUS:

- společné programy univerzit a udělování společných akademických titulů v sítích vytvořených zúčastněnými univerzitami,
- jazyk přednášek stanoven v sítích,
- uznávání studia dáno v projektech sítí; stipendia mohou být udělena i za účelem praktického výcviku a je-li váš obor mimo sítě, můžete jet jako freemovers,
- online přihlášky a aktuální výše stipendií na www.ceepus.info,
- stipendium je určeno na ubytování a stravování, je vypláceno v hostitelské zemi,
- cestovné je proplaceno v domovské zemi,
- jednoduchá organizace, žádosti se vyřizují s předstihem jen 1 semestru.

Kdo může žádat o mobility CEEPUS?

- studenti bakalářského a magisterského studijního cyklu
- studenti doktorského studijního cyklu
- učitelé
- podrobné podmínky na www.dzs.cz

Jaké jsou termíny pro mobility?

- přihlášky v síti do 15. června a 31. října,
- přihlášky freemover do 30. listopadu (zpravidla jen na letní semestr, dokumenty si stipendisté zařizují sami).

Kde najdete podrobné informace, aktuální výši vyplácených stipendií a kontakty?

Na <http://www.ceepus.info> u jednotlivých zemí.

A pokud chce vaše univerzita spolupracovat v regionální síti univerzit, podívejte se také na uvedenou adresu, případně je tu i TV CEEPUS. Jak na projekt síť CEEPUS, zjistíte také na <http://www.dzs.cz> .

LITORÁLNE SPOLOČENSTVÁ MAKROZOOBENTOSU TATRANSKÝCH JAZIER – BIOLOGICKÉ ZOTAVOVANIE

Novikmec, M.¹, Svitok, M.¹, Lempochnerová, D.¹ a Bitušík, P.²

¹*Katedra biológie a všeobecnej ekológie, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická Univerzita vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, SK-960 53 Zvolen; novikmec@vsl.d.tuzvo.sk*

²*Ústav vedy a výskumu & Fakulta prírodných vied, Univerzita Mateja Bela, Tajovského 40, SK-974 01 Banská Bystrica*

Tatranské plesá sa po období silného impaktu kyslých polutantov v súčasnosti nachádzajú vo fáze návratu chemizmu do stavu pred obdobia acidifikácie. Biologické zmeny nasledujúce zlepšenie chemických parametrov sú časovo posunuté.

Výskum zmien bentických spoločenstiev a ich reakcie na zmeny chemizmu prebieha v rámci grantovej úlohy VEGA 1/4334/07. Prvým krokom bolo porovnanie zloženia bentických spoločenstiev ôsmich malých tatranských jazier v časovom období 2000 – 2004. Plesá, ktorých chemizmus sa v priebehu posledných pätnástich rokov výrazne zmenil (posun v zmysle zmien parametrov indikujúcich acidifikačný status) boli charakteristické výraznejšími zmenami spoločenstiev makrozoobentosu v sledovanom časovom úseku.

Naopak, u bentických spoločenstiev plies, u ktorých nedošlo k vážnym posunom environmentálnych parametrov, boli zaznamenané len minimálne zmeny. Dôležitým zistením je zatiaľ len sporadické zaznamenanie opätovného výskytu druhov senzitívnych na acidifikáciu.

Príspevok hodnotí zloženie bentických spoločenstiev vybraných plies v roku 2007 a porovnáva ich so staršími údajmi (KRNO 2006, NOVIKMEC et al. 2008). Získané dáta spolu s údajmi z ďalších spracovávaných plies umožnia opísať zmeny taxocenóz a vzťah týchto zmien k pokračujúcemu zotavovaniu z acidifikácie.

Výskum bol podporený projektom VEGA 1/4334/07 a VEGA 1/0529/09.

Kľúčové slová: acidifikácia, zotavenie, Tatry, makrozoobentos

Těžba sedimentů sacím bagrem a jejich následovné odvodnění

Ing. Ondřej Novotný



Těžba sedimentů z vodní hladiny je nezbytná pokud nádrž nelze vypustit. Plovoucí sací bagr těžený sediment ředí až několikanásobně vodou a transportuje jej potrubím do laguny, kde se voda opět odděluje a sediment vysychá. Potřebná kapacita lagun často omezovala využití sacího bagru. V posledních letech se podařilo vyvinout a provozně ověřit technologie spolehlivého odvodnění sedimentů těžených sacím bagrem a to jak pomocí kalolisů, tak odstřediváním. I při nedostatku místa pro laguny lze využít nesporných výhod sacího bagru, kterými jsou: tichý a levný provoz, možnost selektivní těžby eutrofního (černého) sedimentu podle požadavků projektu, možnost přímého dávkování vápna nebo jiných látek a jejich dokonalé promíchání již během těžby.

Technologie zpracování těženého sedimentu

Součástí technologie zpracování vytěženého sedimentu je technologie oddělení pevných částic (písek, štěrk, rákos ... apod.) od tekuté báze a odvodnění jílu a bahna před jeho odvozem z místa zpracování pro další využití či uložení. Použitá technologie musí zohledňovat místní podmínky a vlastnosti zpracovávaného materiálu. Po odvodnění je sediment uložen na meziskládku a následně odvážen nákladními automobily. Voda z technologického procesu je po vyčištění vracena zpět do vodní nádrže.

Základní prvky technologie :

- filtrace
- sedimentace a homogenizace
- odvodnění
- měření a analýzy

Shrnutí výhod technologie strojního zpracování těženého sedimentu :

- Strojní odvodnění zajišťuje odvodnění materiálu, tj. minimalizace množství materiálu určeného ke konečnému uložení.
- Technologii lze používat průběžně po dobu několika let.
- Technologickým zpracováním dochází k oddělení různých frakcí sedimentu (štěrk, písek, jíl, zelená hmota...) s možností jejich odděleného využití resp. trvalého ukládání.



Korespondenční adresa:
Ing. Ondřej Novotný
Táboritická 1041, Třeboň
Kancelář: Dukelská 145, Třeboň
Sídlo firmy:
Petrovice u Karvíné 570
(není kontaktním místem)
www.plosab.cz



Sluneční jezero v Senci vzniklo po těžbě písku a díky čisté vodě se stalo významnou rekreační a turistickou lokalitou. Zanedbalo se však čištění odpadních vod a jezero se postupně eutrofizovalo - masový rozvoj makrofyt (stolístek) následovaný jejich úhynem, anaerobním rozkladem a rozvojem vodních květů sinic. Rekreační využití bylo ohroženo a Městský úřad v Senci stanovil 2 etapy řešení:

- I. Zamezení dalšího znečištění vody - vybudování splaškové kanalizace
- II. Vyčištění dna jezera

Volba a popis technologie odstranění a zpracování sedimentu

Jedním z hlavních argumentů pro konečnou volbu technologie odbahnění tzv. „mokrou cestou“, tj. těžby pomocí plovoucího sacího bagru, bylo stávající využití nádrže k rekreačním účelům. Při těžbě plovoucím sacím bagrem není využití nádrže k rekreaci nebo chovu ryb prakticky omezeno. Narozdíl od tzv. „suché cesty“, kdy je nutno nádrž nejdříve vypustit a následně pomocí těžebních strojů sediment naložit a nákladními auty odvézt k dalšímu uložení.

Plovoucí sací bagr sediment „vysaje“ ze dna nádrže a přepraví potrubím do místa dalšího zpracování. Sediment těžený sacím bagrem je při těžbě naředěn z původní hmotnostní sušiny cca 20-25 % zhruba tak na úroveň 6-9 %. Takto zvodnělý sediment se většinou nechá přirozeně „odvodnit“ buď v místě konečného uložení nebo v dočasně postavené odvodňovací laguně. V Senci bylo využito strojní odvodnění.

Shrnutí výhod technologie plovoucích sacích bagrů

- Není omezeno rekreační či jiné využití vodní plochy v průběhu odbahnění - nádrž se nevypouští.
- Je minimalizována zátěž lokality hlukem a prašností od stavebních strojů.
- Těžba může probíhat v určených vrstvách, není nutné vytěžit sediment na tzv. tvrdé dno.
- Sediment je dopravován potrubím až do vzdálenosti několika kilometrů.



Korespondenční adresa:
Ing. Ondřej Novotný
Táborická 1041, Třeboň
Kancelář: Dukelská 145, Třeboň
Sídlo firmy:
Petrovice u Karviné 570
(není kontaktním místem)
www.plosab.cz

JAK PŘEŽÍT SUCHO ANEB CESTA DO HLUBIN ŽOUŽELÍ DUŠE V PONĚKUD PARNÉM LÉTĚ

Pařil, P., Řezníčková, P., Krajčová, J., Zavadilová, J., Guziurová, V. a Zahrádková, S.

Ústav botaniky a zoologie, Přírodovědecká fakulta Masarykovy univerzity Brno, Kotlářská 2,
611 37 Brno

Tato studie se zabývá reakcí společenstva makrozoobnetosu periodicky vysychajícího malého toku na sucho. Výzkum probíhal na středním úseku Gránického potoka při hranici NP Podyjí u Znojma. Sledovaný úsek má intermitentní charakter a vysychá v rámci celého toku jako první. Během vegetační sezóny (25.III.-11.XI.) v roce 2005 bylo ve 2-4 týdenních intervalech odebráno celkem 12 sérií vzorků. Vzorky byly odebrány pomocí různých odběrových metod tak, aby bylo co možná nejlépe postihnout reakci vodních bezobratlých na opakované letní vysychání (24.VI.-3.VII., 25.VII.-13.VIII.). Kromě semikvantitativních vzorků (metoda Perla), byly odebrány kvantitativní vzorky z 6 habitatů (z plochy 0.1 m²) a driftové vzorky pomocí plastového korýtka. Doplnkově byly v době vyschnutí odebrány 2 série kvantitativních vzorků vyhrabaného substrátu dna (z plochy 0.1 m² do hloubky 10 cm).

Z dosavadních výsledků vyplývá, že společenstvo makrozoobnetosu je periodickým vysycháním výrazně ovlivněno, což se projevuje zejména poklesem abundancí, nicméně počet taxonů se po vyschnutí nesnižuje. Rychlost rekolonizace je u jednotlivých taxonomických skupin značně odlišná v závislosti na jejich životních strategiích. Část druhů, zejména temporární složky fauny (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera), není vyschnutím výrazně zasažena, jelikož letní sucho nezasáhne do jejich životních cyklů. Část z nich totiž dokončí vývoj před vyschnutím tj. na jaře nebo v časném létě a suché období přežívají ve stadiu dospělce, popř. vajíčka. Další druhy mají schopnost krátkodobého přežití ve vlhkém substrátu (schránkatí chrostíci čeledi Sericostomatidae a Limnephilidae, z dvoukřídlých čeledí Chironomidae). Jiné skupiny (chrostíci rodu *Plectrocnemia*, blešivci rodu *Gammarus*) mohou přežít nepříznivé období v úsecích toku, které zůstávají během vyschnutí zavodněné a jsou následně schopny rychlé rekolonizace. Z nevysychavých úseků nad a pod vysychavou lokalitou je sledovaný úsek po znovuzaplavení kolonizován jednak driftem (rod *Gammarus*) ale také prostřednictvím protiproudové migrace. Migrace proti proudu je zřejmě důležitou únikovou reakcí v době sucha a může převažovat nad poproudovým driftem, jak bylo zjištěno u rodu *Gammarus*. I přes působení obou rekolonizačních mechanismů však nedošlo ani do konce vzorkování k obnovení původní početnosti populace blešivců zjištěné v jarním období.

MIKROHABITATOVÉ PREFERENCIE LARIEV VYBRANÝCH DRUHOV EPHEMEROPTERA, PLECOPTERA A TRICHOPTERA V PODMIENKACH MALÝCH TOKOV SLOVENSKA.

Pastuchová, Z.

Ústav Zoológie SAV, Dúbravská cesta 9, 845 06 Bratislava

Život väčšiny skupín vodného hmyzu je viazaný svojim larválnym štádiom na vodné prostredie. Ich telo je adaptované na celý rad podmienok vodného prostredia a osídľujú najrôznejšie habitaty. Všeobecné habitatové preferencie väčšiny skupín vodného hmyzu sú viac-menej známe, avšak stále zostáva veľa neznámeho čo sa týka jednotlivých druhov. Na druhej strane, autekologické informácie na úrovni druhu sú základom mnohých metrík a indexov používaných pre ekologické hodnotenie vodných útvarov.

V práci sú študované habitatové preferencie 37 druhov zo skupín Ephemeroptera, Plecoptera a Trichoptera, ich výskyt na habitatoch definovaných ako morfológické jednotky a typy prúdenia, a ich vzťah k lokálnym environmentálnym faktorom – rýchlosť prúdu, hĺbka, substrát, CPOM, FPOM, Fr a Re.

Materiál a metódy

Vybrané boli štyri toky, Drietomica a Teplička v povodí Váhu, Pokútsky potok v povodí Hrona a Bystrica v povodí Nitry. Vybrané toky reprezentujú malé podhorské až pahorkatinné toky 3-5. rádu v nadmorskej výške 256-422 mnm.

V jesennom období rokov 2004 a 2005 boli odobraté kvantitatívne vzorky makrozoobentosu, skupiny Ephemeroptera, Plecoptera a Trichoptera boli určené na úroveň druhu. V teréne boli vizuálne identifikované jednotlivé morfológické jednotky. Každý odberový bod v rámci morfológických jednotiek bol charakterizovaný hĺbkou, substrátom, rýchlosťou prúdu, Fr, Re, typom prúdenia, stanovená bola CPOM a FPOM z vytriedených vzoriek sedimentu (Pastuchová et al., in press).

Preferencie vybraných 37 druhov podeniek, pošvatiek a potočníkov boli hodnotené pomocou grafov priemernej početnosti v morfológických jednotkách a typoch prúdenia a pomocou unimodálnych modelov (GLM – general linearised model).

Výsledky

Zo všetkých testovaných druhov 30 druhov malo signifikantný vzťah aspoň k jednej environmentálnej premennej. Najviac signifikantných odpovedí bolo pozorovaných pre priemernú rýchlosť prúdu (15) a Fr číslo (14). K substrátu malo signifikantný vzťah 13 druhov, k hĺbke 11. Vybrané druhy mali najslabší vzťah k FPOM, CPOM (7) a Re (6).

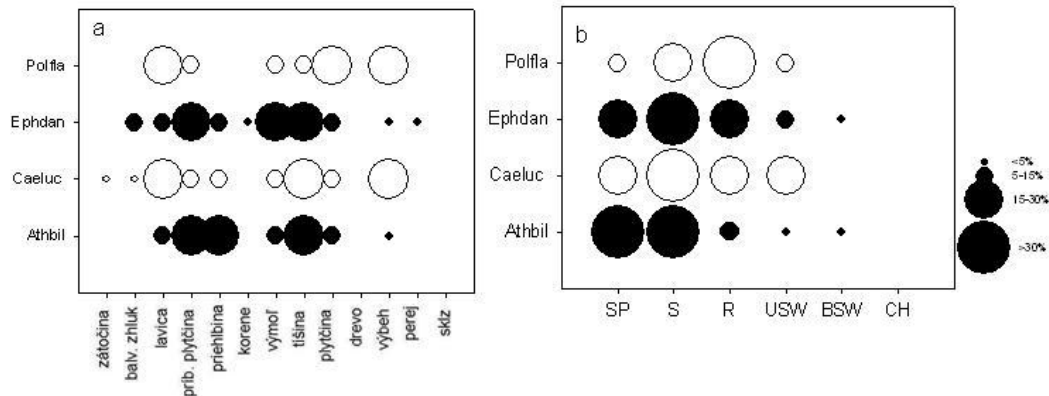
Podľa prúdových preferencií môžu byť druhy obývajúce tečúce vody klasifikované ako reobiontné – viazané na prúd, reofilné – preferujúce prúd, reo-limnofilné – preferujúce časti toku s miernym prúdom alebo stojatou vodou. Klasifikácia druhov podľa prúdových

preferencií bola stanovená podľa literatúry (Derka 2003, Krno 2003 a Zaťovičová & Novikmec 2003) a bola porovnaná s pozorovanými výsledkami.

Reobionti: Osem druhov potvrdilo vlastnosti reobiontov – *Baetis alpinus* Pictet, 1843-1845 (Ephemeroptera), *Hydropsyche bulbifera* McLachlan, 1878; *H. instabilis* (Curtis, 1834); *H. siltalai* Döhler, 1963; *Micrasema minimum* McLachlan, 1876; *Philopotamus montanus* (Donovan, 1813); *Rhyacophila nubila* (Zetterstedt, 1840) a *R. tristis* Pictet, 1835 (Trichoptera). *Dinocras cephalotes* (Curtis, 1827) (Plecoptera) je v literatúre klasifikovaný ako reofil, tu však mal skôr vlastnosti reobionta. Relatívna abundancia týchto druhov (vyjadrená v %) bola najvyššia v jednotkách s rýchlym prúdom – pereje, sklzy, plytčiny a zvyšky dreva v rýchlom prúde. Tieto reobiontné vlastnosti sa potvrdili aj v zastúpení na jednotlivých typoch prúdenia. GLM modely – väčšina druhov mala vzťah k Fr číslu, čo dokumentuje ich preferencie turbulentného prostredia. Ostatné krivky modelov naznačujú preferencie týchto druhov pre plytšiu vodu s hrubozrnnejším substrátom.

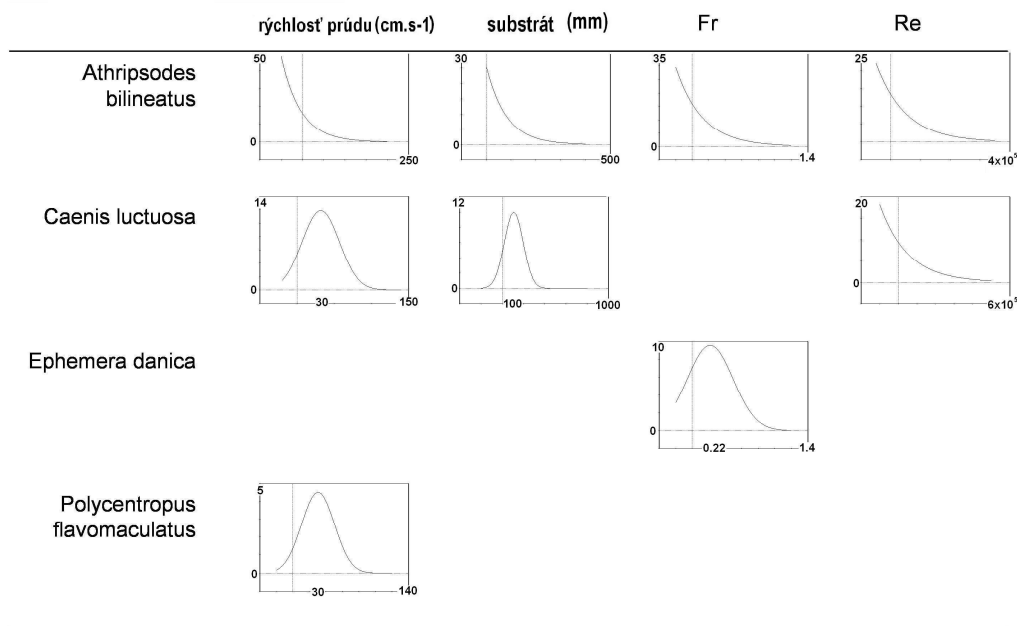
Reofili: Šesť druhov potvrdilo svoje reofilné vlastnosti - *Baetis lutheri* Müller-Liebenau, 1967; *B. rhodani* Pictet, 1843-1845; *Epeorus assimilis* Eaton, 1885 (Ephemeroptera), *Leuctra aurita* Navas, 1919; *Protonemura praecox* (Morton, 1894) and *Taeniopteryx auberti* Kis & Sowa, 1964 (Plecoptera). Tieto druhy vo všeobecnosti preferovali pereje, plytčiny a výbehy. Ich zastúpenie na sklzoch bolo výrazne slabšie ako pri reobiontoch. Reofilný charakter týchto druhov bol potvrdený aj ich zastúpením na typoch prúdenia. V porovnaní s reobiontami ukázali výraznejšie preferencie čerinového prúdenia a lomených vln, a slabšie preferencie sklzového prúdenia. GLM modely: Abundancia väčšiny druhov rástla s rýchlosťou prúdu cca do 100 cm.s^{-1} alebo menšej. Tiež ich vzťah k Fr číslu naznačuje preferencie prúdu rýchleho, ale nie kritického ($\text{Fr} < 1$).

Reo-limnofili: Osem druhov klasifikovaných v literatúre ako reofili alebo reobionti mali v skúmaných tokoch skôr vlastnosti reo-limnofilov - *Ephemerella mucronata* (Bengtsson, 1909); *Habroleptoides confuse* Sartori & Jacob, 1986; *Paraleptophlebia submarginata* (Stephens, 1835) (Ephemeroptera), *Nemoura uncinata* Despax, 1934 (Plecoptera), *Lasiocephala basalis* (Kolenati, 1848); *Odontocerum albicorne* (Scopoli, 1763); *Sericostoma personatum* (Spencer, 1826) and *S. schneiderii* (Kolenati, 1848) (Trichoptera). Preferovali také jednotky ako balvanové zhluky, zátočiny a príbrežné plytčiny s veľmi slabou prúdiacim až čerinovým typom prúdenia. GLM modely: *O. albicorne* a *H. confusa* mali optimum rýchlosti prúdu okolo 30 cm.s^{-1} . Väčšina druhov malo pozitívny vzťah k POM, čo nepriamo odráža ich preferencia habitatov s pomalším prúdom. Štyri druhy potvrdili svoje vlastnosti reo-limnofilov - *Caenis luctuosa* (Burmeister, 1839); *Ephemerella danica* Müller, 1764; (Ephemeroptera), *Athripsodes bilineatus* (Linnaeus, 1758) a *Polycentropus flavomaculatus* (Pictet, 1834) (Trichoptera). Preferovali hlavne lavice, príbrežné plytčiny, priehlbiny a tíšiny, čomu zodpovedali aj preferencie typov prúdenia (Obr. 1a, b).



Obr 1. Zastúpenie reo-limnofilov na a) morfológických jednotkách, b) typoch prúdenia. Abb.: SP – veľmi slabó prúdiaci typ, S – slabó prúdiaci typ, R – čerinový, USW – nelomené stojaté vlny, BSW – lomené stojaté vlny, CH – sklzový typ prúdenia; Athbil - *Athripsodes bilineatus*, Caeluc - *Caenis luctuosa*, Ephdan - *Ephemera danica*, Polfla - *Polycentropus flavomaculatus*.

GLM: Všetky druhy dosahovali optimum v miernych prúdových podmienkach, vyjadrených vzťahom k rýchlosti prúdu a Fr a Re číslu (Obr. 2).



Obr 2. Krivky GLM pre rýchlosť prúdu, substrát, Fr a Re. Pre ostatné premenné nebola zaznamenaná signifikantná odpoveď. Os x = abundancia ($0,125 \text{ m}^2$), os y = environmentálny gradient.

Desať druhov v literatúre klasifikovaných ako reofili mali v skúmaných tokoch indiferentný vzťah k prúdu - *Alainites muticus* (Linnaeus, 1758); *Baetis buceratus* Eaton, 1870; *Ecdyonurus starmachi* Sowa, 1971; *Torleya major* (Klapálek, 1905) (Ephemeroptera), *Isoperla sudetica* (Kolenati, 1859); *Leuctra albida* Kempny, 1899; *L. hippopus* Kempny, 1899; *L. prima* Kempny, 1899; *Protonemura autumnalis* Raušer, 1956 (Plecoptera), *Brachycentrus montanus* Klapálek, 1892 (Trichoptera). Boli početne zastúpené v rôznych

typoch morfológických jednotiek v zmysle rýchlosti prúdu a neprejavili žiadnu preferenciu na typ prúdenia.

Preferencie organického substrátu:

Niektoré druhy mali signifikantný vzťah k niektorému typu organického substrátu. Machy boli preferované druhmi *D. cephalotes*, *R. tristis*, *L. basalis*, *I. sudetica*, *P. autumnalis* a *L. prima*. *B. buceratus*, *H. siltalai* navyše preferovali popri machoch aj korene, *P. praecox* a *T. auberti* zase zvyšky dreva. *R. nubila* mala tiež vyššie zastúpenie vo zvyškoch dreva.

Popísané habitatové preferencie sa vzťahujú na malé podhorské až pahorkatinné toky.

Literatúra:

Derka T. 2003. Ephemeroptera, pp. 290–314. In: Šporka F. (ed.), Vodné bezstavovce (makrovertebráta) Slovenska, súpis druhov a autekologické charakteristiky. SHMÚ, Bratislava, 590s.

Krno I. 2003. Plecoptera, pp. 331–354. In: Šporka, F. (ed), Vodné bezstavovce (makrovertebráta) Slovenska, súpis druhov a autekologické charakteristiky. SHMÚ, Bratislava, 590s.

Pastuchová Z., Lehotský M. & Grešková A. Integration of fluvial geomorphology and hydrobiology - example of small streams invertebrates study. In: Columbus F. (ed.). Geomorphology: Processes, Taxonomy and Applications. in press.

Zaťovičová Z. & Novikmec M. 2003. Trichoptera, pp. 431–465. In: Šporka F. (ed), Vodné bezstavovce (makrovertebráta) Slovenska, súpis druhov a autekologické charakteristiky. SHMÚ, Bratislava.

MONITOROVÁNÍ RYBÍCH OBSÁDEK ÚDOLNÍCH NÁDRŽÍ V ČESKÉ REPUBLICĚ – VÝSLEDKY PRVNÍHO ROKU SLEDOVÁNÍ

*Peterka, J., Čech, M., Frouzová, J., Drašík, V., Vašek, M., Prchalová, M., Matěna, J.,
Kubečka, J., Jůza, T. a Kratochvíl, M.*

*Biologické centrum AV ČR v.v.i., Hydrobiologický ústav Na Sádkách 7, CZ-37005 České
Budějovice*

Úvod

Uplatnění Rámcové směrnice vodní politiky EC (EC Water Framework Directive 2000/60/EC) vyžaduje mimo jiné i pravidelné monitorování rybích obsádek údolních nádrží. Zde se jedná o velké a prostorově heterogenní ekosystémy kde se průzkum dosud většinou omezoval jen na části přístupné tradičním ichtyologickým metodám. V roce 2008 byl proveden komplexní ichtyologický průzkum 10 údolních nádrží v České republice: Fláje, Lipno, Nové Mlýny I, II, III, Orlík, Seč, Těrlicko, Vranov a Žermanice. Příspěvek prezentuje předběžné výsledky z jednorázového průzkumu, které budou doplněny o další nádrže a sledování v následujících letech.

Metodika

Monitorování rybích obsádek údolních nádrží bylo provedeno podle jednotné metodiky (Kubečka a Prchalová, 2006). Metodika je přístupná ke stažení na internetové adrese: <http://www.ochranavod.cz/index.php?&click=T0703&T07=1&T0701=1&T0702=1&T0704=1&click=T0704>.

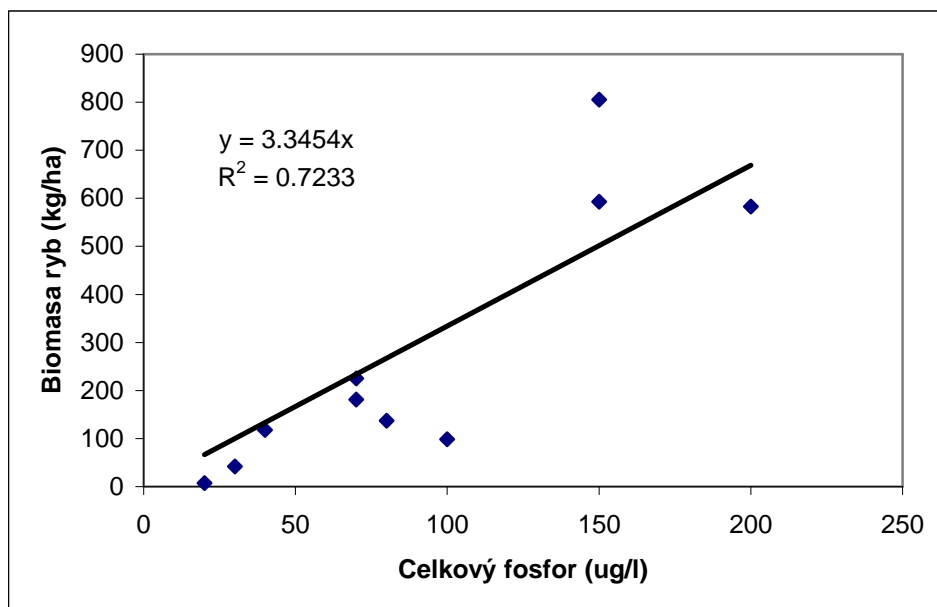
Dle této metodiky byly použity tři způsoby vzorkování ryb: odlovy mnohoočkovými tenatními sítěmi, odlovy hlubinným elektrickým agregátem a kvantitativní sledování vědeckým echolotem. Pro tenatní síť a pro elektrický agregát není v současné době znám způsob přepočtu úlovku na absolutní početnost nebo biomasu ryb, takže lze jejich úlovky hodnotit pouze semikvantitativně z hlediska druhového složení a relativní početnosti. Navzdory přívlastku „hlubinný“ lze úlovky elektrického agregátu považovat za charakteristické pro nejmělké partie nádrže do hloubky cca jednoho metru. Naopak tenatní síť vzorkují prakticky všechny habitaty nádrže až do největších hloubek. Pro první přiblížení jsou úlovky rozděleny do dvou kategorií – úlovky tenatních sítí bentických a pelagických. Bentické tenatní síť vzorkují dnové habitaty nádrže (~ bentické habitaty, do výšky 1,5 m nade dnem), zatímco pelagické vzorkují volnou vodu nádrže (~ pelagické habitaty ležící nad bentickými habitaty). Za kvantitativní odhad rybí obsádky je považován výsledek akustického sledování vědeckým echolotem, výsledky tenatních odlovů a elektrolovu lze použít pro porovnání druhového složení rybích obsádek.

Výsledky a závěry

Kvantitativní odhady rybí obsádky a semikvantitativní odhad druhového složení je prezentován v Tab. 1. Nádrže sledované v roce 2008 reprezentovaly poměrně široké spektrum trofie od mírně mezotrofních Flájí po vysoce eutrofní Novomlýnské nádrže. Přestože se jedná

o malý soubor nádrží, je závislost biomasy ryb na koncentraci celkového fosforu zřejmá (Obr. 1). Nejvyšší biomasa ryb byla zjištěna ve vysoce eutrofních Novomlýnských nádržích.

Obr.1 Vztah mezi koncentrací celkového fosforu a biomasou ryb sledovaných nádrží



Tabulka 1 shrnuje výsledky druhového složení rybích obsádek nádrží zjištěné různými metodami. Za dominantní byly považovány druhy, které alespoň v jedné nádrži tvořily >10% úlovku některou z použitých metod. Kromě nádrže Fláje ve všech ostatních nádržích dominovaly kaprovité ryby – plotice, cejn, ouklej. V nádrži Fláje byl významným druhem i okoun a lososovité ryby (pstruh, siven americký), které tvořily zhruba 10% početnosti obsádky. Porovnání tří použitých metod semikvantitativního odhadu složení rybí obsádky ukázalo značné rozdíly mezi jednotlivými metodami. Je tedy zřejmé, že pro získání objektivních výsledků je nutné použít několik metod, aby byly prozkoumány pokud možno všechny habitaty nádrží.

Studie byla podpořena z projektu NFM reg. č. CZ 0091.

Tab.1 Biomasa a početnost rybích obsádek sledovaných nádrží a druhové složení zjištěné různými metodami

	Nádrž										
	Fláje	Lipno	NM I	NM II	NM III	Orlík	Seč	Těrlicko	Vranov	Žermanice	
plocha (ha)	153	4780	528	1031	1668	2732	220	268	765	248	
celkový P (µg/l)	20	30	150	200	150	70	40	100	80	70	
početnost (ks/ha)	279	603	4383	916	1893	1434	864	948	1549	4329	
biomasa (kg/ha)	7,4	42,3	592,9	583,2	805,1	181,1	117,7	98,3	137	225,4	
Bentická tenata - procentuální zastoupení dominantních druhů v početnosti											
okoun	23,7				9,4	14,1	10,9	14,7	13,7	39	
ježdík	50,1	43,5	3,6	15,8	14,1	23,7	46,6	13,1	8,3	11,8	
plotice	20,3	31,7	10,9	3,5	13	36,2	21,2	62,1	50,7	30,7	
ouklej		4,8	27,4	8,8			2	2,5	7	10,9	
cejnek		10,4	39,5	45	50,3	9,4			4,3		
cejn		2,7	5,6	19,9	7,8	7,9	11,6	2,3	12,3		
ostatní	5,9	3,7	3,2	4	5,4	5,8	5,2	5,3	3,7	3,8	
Pelagická tenata - procentuální zastoupení dominantních druhů v početnosti											
okoun	15,3										
plotice	25,9	17,4				8,4	9,3	63,6	3,8	2	
perlín	55,3							2,8			
ouklej		75,4	78,2	29,6	57,4	64,1	61,8	24,2	83	91,7	
cejn		2,3	9,4	60,2	20,2	15,3	15,5	2,5	9,2	3	
ostatní	3,5	4,9	12,4	10,2	22,4	12,2	13,4	6,9	4	3,3	
Elektrolov - procentuální zastoupení dominantních druhů v početnosti											
okoun		6,4	21,5	14,5	13,5	3	6,8	2,4	12,5		
plotice	81	13,5	46	16,1		19,2	45,2	65,9	23,1	26	
ouklej		65,5	17,7	24,9	46	51,4	22,7	15,4	53,3	67,4	
bolen			3,6	23,3	27,9						
tloušť						12,2	10,2	7,8	5,9	3,1	
ostatní	19	14,6	11,2	21,2	12,6	14,2	15,1	8,5	5,2	3,5	

A KDE SE V TÉHLE ŘECE VLASTNĚ LÍBÍ MÁLOŠTĚTINATÝM ČERVŮM? -- CHARAKTER A DISTRIBUCE SPOLEČENSTEV MÁLOŠTĚTINATCŮ VE VELKÉM NÍŽINNÉM TOKU.

Petřivalská, K., Brabec, K., Syrovátka, V. a Hájek, O.

Ústav botaniky a zoologie, PřF MU Brno

Utváření koryta, členitost dna, prostorové uspořádání a charakter jednotlivých typů habitatů v tocích je podmíněn mnoha faktory okolního prostředí. Mezi nejvýznamnější patří zejména celkový ráz údolní nivy, srážkový a hydrologický režim v povodí. Při osídlování dna společenstvy vodních bezobratlých hraje významnou roli také stupeň sukcesního vývoje na lokalitě.

V této práci byla sledována distribuce společenstev makrozoobentosu ve velké nížinné řece s nestabilním šterkovitým dnem a její proměnlivost za různých hydrologických podmínek. Výsledky jsou prezentovány na příkladu společenstva máloštětinatých červů (Clitellata: „Oligochaeta“), kteří byli v tomto typu toku, společně s larvami čeledi pakomárovitých (Diptera: Chironomidae), nejpočetnějšími představiteli bentické fauny.

Výzkum probíhal v letech 2004-05 na dolním toku řeky Bečvy. V jejím celém povodí je výrazně patrná těsná vazba srážkového a průtokového režimu, kdy následkem větších srážek v horních částech povodí dochází níže po proudu k častým povodním a záplavám. Proto byl tento původně dynamicky meandrující tok v minulosti radikálně zregulován, napřímen a dno i břehy zpevněny kamenným záhozem, víceméně po celé délce toku.

Při katastrofické povodni v roce 1997 bylo na několika místech poškozeno umělé opevnění břehů a celkový ráz koryta i příbřežní zóny byl výrazně pozměněn. Geologické i hydrologické podmínky v povodí Bečvy podmiňují dynamický vodní režim, díky němuž se koryto v těchto místech stále vyvíjí a mění. V těchto místech byly také vybrány tři úseky k dalšímu podrobnému studiu. Sledované lokality se lišily tvarem nivy, způsobem využití krajiny v nejbližším okolí toku, charakterem ripariální zóny a samotnou pozicí v rámci podélného kontinua toku.

Vzorky makrozoobentosu byly odebírány multihabitatovou metodou AQEM (AQEM consortium, 2002), ruční sítí, kdy jednotlivé mesohabitaty byly charakterizovány různým zastoupením substrátu, hydraulickými podmínkami i jejich polohou v příčném profilu (hlavní koryto, příbřežní tůň, izolované tůň, apod.).

Srovnáním distribuce společenstev máloštětinatců ve dvou sezónách s různými hydrologickými podmínkami bylo možno názorně demonstrovat neustálý vývoj a proměnlivost celého říčního dna. Na podzim, po období stabilních nízkých průtoků, byly jednotlivé habitaty mnohem zřetelněji diferencované než na konci jara, které se vyznačovalo vysokými rozkolísanými průtoky. Ve vztahu k podmínkám prostředí byly stanoveny také habitatové preference vybraných taxonů.

Výzkum byl finančně podpořen mezinárodním projektem Euro-limpacs (EU Contract No. GOCE-CT-2003-505540) a grantem MŠMT ČR (MSM0021622416).

Literatura

AQEM consortium, 2002. Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0, February 2002.

DAPHNIA INDEX – NOVÝ ZPŮSOB HODNOCENÍ TOP-DOWN REGULACE FYTOPLANKTONU

Potužák, J.^{1,2} a Pechar, L.^{1,3}

¹ Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, Laboratoř aplikované ekologie, Studentská 13, 370 05, České Budějovice

² Povodí Vltavy, státní podnik, Laboratoř České Budějovice, E.Pittera 1, 370 01, České Budějovice

³ ENKI, o. p. s., Dukelská 145, 379 01 Třeboň

Úvod

Většina hydrobiologických prací zabývajících se studiem zooplanktonu, vyjadřuje jeho množství kvantitou či biomasou. Získání reprezentativního kvantitativního vzorku je však časově dosti náročné a za určitých podmínek i těžko realizovatelné. Problém může nastat například v mělkých rybníčních vodách, ve kterých nelze použít běžné kvantitativní sběrače (rybníky zarostlé makrovegetací, absence lodi atd.).

Kromě kvantitativního vyjádření, lze strukturu společenstva zooplanktonu popsat také jeho procentickou četností a individuální velikostí jednotlivých taxonomických skupin (Wetzel a Likens, 2000). Pechar (1995) ukázal, že existuje vztah mezi procentickou četností perlooček rodu *Daphnia* a průměrnou velikostí zooplanktonu. Tento vztah současně dobře odpovídá průhlednosti vody, rybí obsádce a ilustruje tak celkovou strukturu zooplanktonu.

Cílem tohoto příspěvku je ukázat, že z dat zahrnující procentickou četnost a velikost dafnií, získaných z kvalitativních vzorků, lze vytvořit numerickou operací kvantitativní indikátor (Daphnia index), který koreluje s abundancí i biomasou a umožňuje tak hodnotit potenciální vliv zooplanktonu (především dafnií) na fytoplankton.

Odvození Daphnia indexu

Daphnia index, kombinuje součin průměrné velikosti perlooček rodu *Daphnia* a jejich procentickou četnost ve vzorku (Rov. 1).

$$DI = \sqrt{\frac{(AVGd \times 10)^2 \times F}{100}}$$

Rovnice 1 Vztah mezi průměrnou velikostí těla perlooček rodu *Daphnia* (mm) a frekvencí jejich výskytu (%) v zooplanktonu nazvaný Daphnia index (DI).

AVGd – průměrná velikost těla perlooček rodu *Daphnia* (mm),

F – četnost perlooček rodu *Daphnia* v zooplanktonu (%).

Daphnia index vychází z alometrických vztahů mezi velikostí, kvantitou, biomasou a filtrační aktivitou perlooček. Vliv dafnií na fytoplankton závisí na intenzitě filtrace. Ta je úměrná biomase dafnií. Biomasa je v alometrickém vztahu k velikosti jedinců (délce), což lze přibližně popsat jako exponenciální funkci, třetí mocninou (Egloff a Palmer, 1971; Bottrell et

al., 1976; Haney, 1985). Vztah mezi kvantitou a intenzitou filtrace má charakter spíše hyperbolický. První část křivky je charakteristická strmým nárůstem intenzity filtrace, způsobeného růstem kvantity. Po dosažení vysokých kvantit, není již vliv dalšího zvýšení filtrační aktivity dafnií tak výrazný, a proto se růst křivky v druhé části zmírní (Sommer, 1989; Cyr a Pace, 1993).

Potvrzení a využitelnost Daphnia indexu (DI)

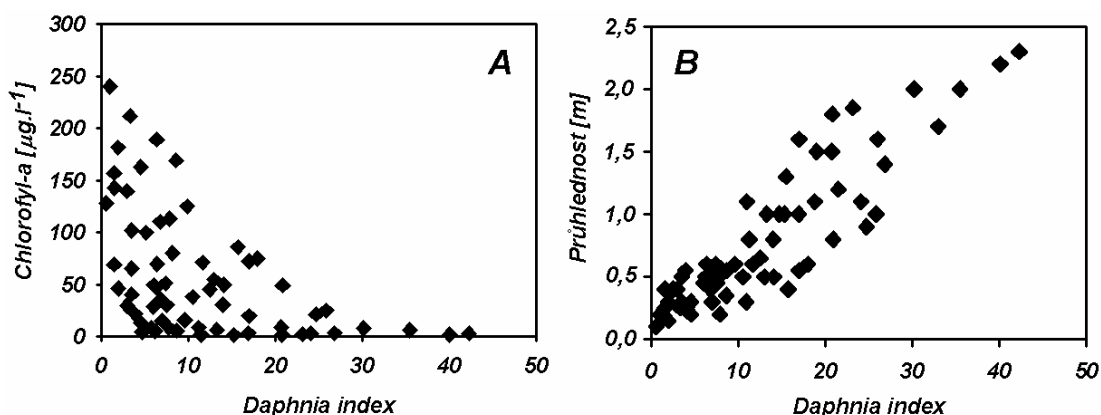
Vztah DI vůči kvantitativním charakteristikám zooplanktonu byl testován na souboru dat z experimentálních rybníků, kde byly v letech 2004 - 2006 prováděny pravidelné kvantitativní odběry planktonu.

Ze získaných výsledků je patrné, že existuje statisticky průkazný vztah mezi biomasou dafnií a jejich procentickou četností ($R^2 = 0,8599$). Obdobně dobrou korelaci vykazuje vztah mezi kvantitou dafnií a jejich procentickou četností ($R^2 = 0,8123$).

Pro využitelnost DI jako alternativy ke kvantitativním ukazatelům, hovoří jeho těsný vztah k celkové biomase dafnií ($R^2 = 0,8584$), tak i k biomase dafnií $>1,0$ mm ($R^2 = 0,8606$).

Obdobný vztah jsme zaznamenali mezi kvantitou dafnií (jak celkovou kvantitou dafnií tak i kvantitou dafnií $>1,0$ mm) a DI. Hodnoty determinačního koeficientu ($R^2 = 0,7210$ a $0,7914$) ukazují na vyšší míru variability, než vykazuje vztah mezi DI a biomasou.

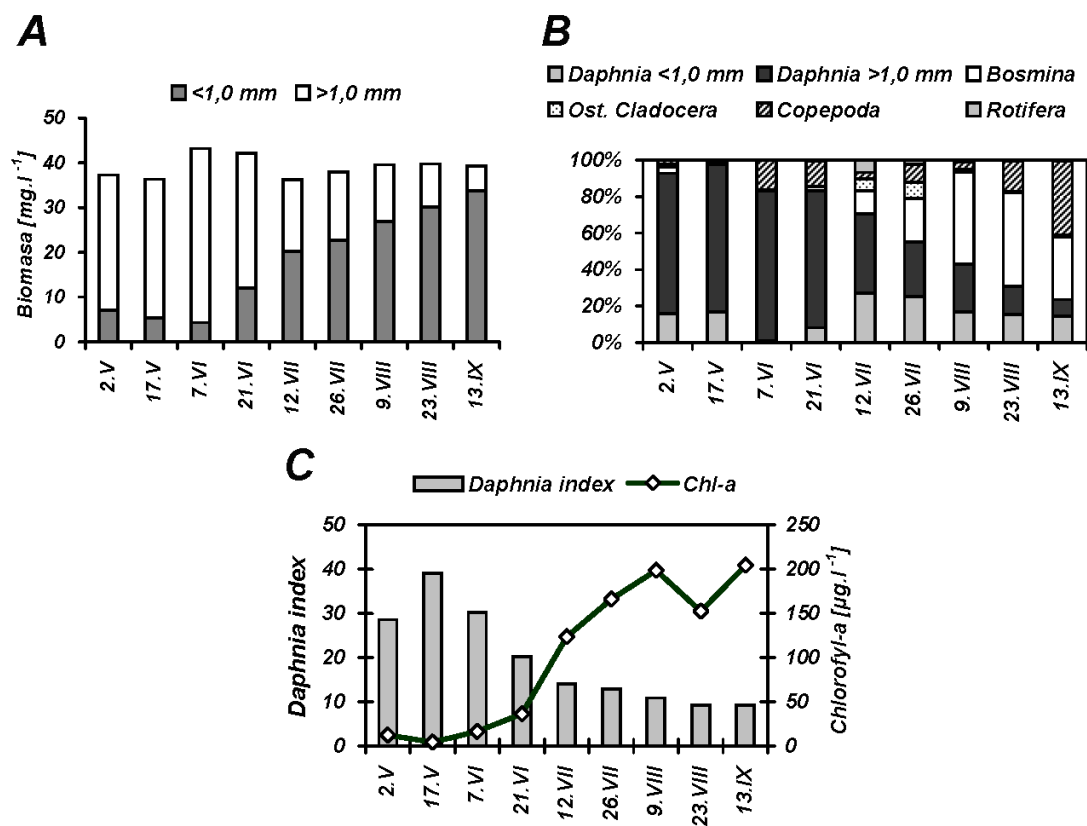
Procentická četnost velkých perlooček rodu *Daphnia* ($>1,0$ mm) nad 20 - 30 % již dokáže svou filtrační aktivitou potlačit rozvoj fytoplanktonu (Gliwicz, 1969; Kořínek, 1987; Pechar et al., 2002). Obr. 1A znázorňuje vztah mezi Daphnia indexem a koncentrací chlorofylu. Od hodnoty Daphnia indexu 15 nejsou zaznamenány koncentrace chlorofylu nad $100 \mu\text{g.l}^{-1}$. Tato hodnota Daphnia indexu odpovídá přibližně 20 % četnosti a velikosti 1,0 mm. Tento výraznější filtrační tlak se současně projeví na zvýšení průhlednosti vody (obr. 1B).



Obr.1 Vztah mezi Daphnia indexem a koncentrací chlorofylu-a (A) a Daphnia indexem a průhledností vody (B).

Obr. 2 ukazuje sezónní vývoj zooplanktonu v rybníku Humlena 5 v roce 2006. Na rozdíl od celkové biomasy, která se během vegetační sezóny příliš neměnila (obr. 2A), došlo ke změně v druhovém složení zooplanktonu (obr. 2B). Změna druhového složení, resp. velikosti a četnosti (%) perlooček rodu *Daphnia* v zooplanktonu je dobře ilustrována změnou v hodnotě DI (obr. 2C).

Daphnia index můžeme využít k popsání stavu zooplanktonu a k odhadnutí jeho potenciálního vlivu na fytoplankton. Lze ho tedy využít jako určitou alternativu ke kvantitativním ukazatelům.



Obr.2 Sezónní průběhy celkové biomasy zooplanktonu (rozdělené na frakce <1,0 mm a >1,0 mm) (**A**), frekvencí (%) hlavních taxonomických skupin zooplanktonu (**B**) a Daphnia indexu a koncentrace chlorofylu-a (**C**) (rybník Humlena 5, 2005).

Bottrell, H. H. et al. (1976): A review of some problems in zooplankton production studies. *Norw. J. Zool.*, 24: 419-456.

Cyr, H., Pace, M. L. (1993): Allometric theory: extrapolations from individuals to communities. *Ecology*, 74: 1234-1245.

Egloff, A. A., Palmer, A. S. (1971): Size relations of the filtering area of two *Daphnia* species. *Limnol. Oceanogr.*, 16(6): 900-905.

Gliwicz, Z. M. (1969): Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophity. *Ekol. Pol.*, 17: 663-708.

Haney, J. F. (1985): Regulation of cladoceran filtering rates in nature by body size, food concentration, and diel feeding patterns. *Limnol. Oceanogr.*, 30(2): 397-411.

Kořínek, V., Fott, J., Fuksa, J., Lellák, J., Pražáková, M. (1987): Carp ponds of central Europe. – In: Michael, R. G. (ed) *Managed aquatic ecosystems. Ecosystems of the World Vol. 29*, Elsevier Amsterdam, 29 – 63.

Sommer, U. (1989): Plankton Ecology – Succession in Plankton Communities. Brock/Springer Series in Contemporary Bioscience, 369.

Pechar, L. (1995): Long-term changes in fish pond management as an unplanned ecosystem experiment: Importance of zooplankton structure, nutrients and light for species composition of cyanobacterial blooms. *Wat.Sci.Tech.*, 32 (4): 187-196.

Pechar, L., Přikryl, I., Faina, R. (2002): Hydrobiological evaluation of Třeboň fishponds the end of the nineteenth century In: Květ, J., Jeník, J., Soukupová, L.: Freshwater wetlands and their sustainable future. Paris, 31-61.

Wetzel, R. G., Likens, G. E. (2000): Limnological analysis. Springer-Verlag, New York, 429.

Poděkování:

Tato studie vznikla za podpory výzkumného záměru MSM 6007665806 a projektu VaV MŽP SP/2d3/209/07

GRADIENTY VÝSKYTU RYB V KAŇONOVITÝCH NÁDRŽÍCH

Prchalová, M., Kubečka, J., Vašek, M., Peterka, J., Čech, M., Jůza, T., Kratochvíl, M., Říha, M., Drašík, V., Matěna, J., Sed'a, J., Frouzová, J., Hohausová, E. a Tušer, M.

Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice, e-mail: marie.prchalova@hbu.cas.cz, www: <http://www.hbu.cas.cz/fishecu/>

Prostorové rozmístění ryb jsme sledovali na nádržích Římov a Želivka. Obě dvě nádrže se vyznačují relativně úzkým korytem a proto je nazýváme kaňonovitými. Ryby byly loveny pomocí mnohoočkových tenat instalovaných do různých hloubek a na různých místech nádrží tak, aby byl pokryt hloubkový a podélný gradient nádrží. Zároveň byla tenata umístována jak do litorálního, tak do pelagického pásma nádrží. Odlovy probíhaly vždy v srpnu, a to v období 1999-2007 na Římově a v letech 2004 a 2005 na Želivce. Na obou nádržích byla dobře vyvinutá teplotní a kyslíková stratifikace. Výsledky byly zpracovány zvlášť pro ryby tohoroční a ryby starší. Analýza variance (ANOVA) a redundanční analýza (RDA) byly použity pro testování rozdílů v početnosti a biomase ryb na hloubkovém a podélném gradientu nádrží. RDA jsme dále využili při zjišťování závislosti společenstva na abiotických charakteristikách prostředí. Odpovědi jednotlivých rybích druhů byly modelovány pomocí obecných lineárních modelů (GLM). Sledované abiotické charakteristiky prostředí vystihovaly hloubkový a podélný gradient v nádržích a byly jimi hloubka, vzdálenost od hráze, místo odlovu v rámci nádrže (hodnoceno pouze na Želivce) a typ habitatu (bentický či pelagický).

Výsledky ukázaly, že ani na hloubkovém ani na podélném gradientu nádrže nejsou ryby rozmístěny náhodně, i když byly uloveny ve všech sledovaných hloubkách i částech nádrží. Jejich rozmístění podléhalo určitým vzorům a prokázaly se průkazné závislosti rozmístění i druhového složení na sledovaných abiotických charakteristikách prostředí. Vzory rozmístění i závislosti byly velmi podobné na obou nádržích. Na hloubkovém gradientu bylo nejvíce ryb obou věkových skupin uloveno v horní části vodního sloupce. Tento vzor se projevil jak v příbřežním pásmu v úlovcích z bentických habitatů, tak v pelagiále. Stejný vzor hloubkového rozmístění platil i pro biomasu, počet druhů a početnost i biomasu jednotlivých druhů. Ryby tedy upřednostňovaly epilimnetickou zónu tj. hloubky s nejvyšším obsahem kyslíku a s nejvyšší teplotou před hloubkami umístěnými pod skočnou vrstvou.

Na podélné ose nádrží přibývalo ryb i zaznamenaných druhů ve směru od hráze. V pelagiále byly nejvyšší počty ryb uloveny v přítoku. V bentických habitatech se nejvyšší hustoty vyskytovaly také v nejhornějších částech nádrží, nikoliv však přímo v přítoku. Tento vzor distribuce byl shodný pro obě věkové skupiny na Římově. Na Želivce bylo největší množství tohoročních ryb také uloveno v horní části nádrže, avšak na místě dále od přítoku než tomu bylo u ryb starších. Početnosti všech druhů stoupaly ve směru od hráze. Avšak u okouna říčního (*Perca fluviatilis*) tomu bylo obráceně a na Římově byla jeho nejvyšší početnost zaznamenána u hráze a na Želivce ve střední části nádrže. Vysvětlujeme si to tak, že většina druhů upřednostňovala úživnější horní části nádrží. Okoun je druhem, kterému vyhovují spíš mesotrofní podmínky, a proto jeho největší hustoty byly zaznamenány na jiných místech nádrží než u většiny druhů.

Nejsilnější vliv na početnost, biomasu i druhové složení společenstva měla hloubka, a to na obou nádržích. Na Želivce měl druhý nejsilnější vliv typ habitatu, dále místo odlovu a až

potom vzdálenost od hráze. To ukazovalo na to, že vzdálenost od hráze není jedinou vlastností místa odlovu, kterou ryby hodnotí. Roli budou hrát pravděpodobně i další vlastnosti jako je například sklon břehu, zatopené rostlinstvo či typ dna. Na Římově měla největší vliv hloubka, pak vzdálenost od hráze a až pak typ habitatu. Všechny výše popsané vlivy byly statisticky významné.

Společenstvo tohoročních i starších ryb se výrazně lišilo mezi typy habitatů, avšak preference některých druhů se během ontogeneze měnily. Obě dvě společenstva jsme rozdělili na skupinu druhů epipelagických obývajících zejména epipelagickou zónu a na skupinu druhů litorálních, která upřednostňovala litorál. Ve společenstvu starších ryb patřily do epipelagické skupiny ouklej obecná (*Alburnus alburnus*), bolen dravý (*Aspius aspius*) a perlín ostrobřichý (*Scardinius erythrophthalmus*). U tohoročních ryb v této skupině byla ouklej obecná, plotice obecná (*Rutilus rutilus*) a cejn velký (*Abramis brama*). Do litorální skupiny obou společenstev patřil okoun říční, ježdík obecný (*Gymnocephalus cernuus*) a candát obecný (*Sander lucioperca*). Starší jedinci plotice obecné a cejna velkého se vyskytovali v hojném počtu jak v pelagiále, tak v litorále.

Z našich výsledků vyplývá, že na ichtyofaunu nádrže nelze pohlížet jako na homogenní společenstvo. Poznatky o gradientech výskytu ryb byly zahrnuty do Metodiky odlovu a zpracování ryb ve stojatých vodách (Kubečka a Prchalová, 2006), které se využívá při sledování rybích společenstev pro Rámcovou směrnici. Každá snaha o pravdivý obrázek společenstva ryb v nádrži by měla zahrnovat snahu o postižení podélných a hloubkových gradientů výskytu ryb. Zároveň by se taková snaha neměla omezovat pouze na jeden typ habitatu. Pokud při popisu společenstva budeme pamatovat na heterogenitu rozmístění ryb v nádrži, výsledek bude značně reprezentativní a takové výsledky bude možné porovnávat mezi nádržemi.

Kubečka, J., Prchalová, M., 2006. Metodika odlovu a zpracování vzorků ryb stojatých vod. VÚV T.G.M., Praha, 22 stran.

HISTORIE OPATŘENÍ PROTI SINICÍM A EUTROFIZACI V NÁDRŽI MICHAL U SOKOLOVA - PŮJDE TO BEZ RYB?

Přikryl, I.¹, Kosík, M.¹ a Skácelová, O.²

¹ ENKI o.p.s. Třeboň

² Moravské zemské muzeum, Brno

Úvod

Nádrž Michal je zatopený lom po těžbě uhlí ležící na okraji Sokolova. Nádrž byla napuštěna v zimním období 2001/2002 na téměř normální hladinu. Nádrž má vodní plochu 30 ha, maximální hloubku 6 m a průměrnou hloubku 2,8 m. Vypouštěcí zařízení umožňuje její kompletní vypuštění v případě potřeby. Zdrojem vody je Lobežský potok. Napouštěcí kanál je dimenzován na napuštění během necelých 2 měsíců.

Vývoj kvality vody a jeho etapy

První napuštění ukázalo mimořádně dobrou kvalitu vody, která byla v souladu s plánovaným rekreačním využitím. Vzhledem k tomu, že nádrž leží na okraji Sokolova, začala být okamžitě velmi atraktivní. Tento stav vydržel první dva roky, kdy nádrž nebyla zarybněná. Průhlednost vody přesahovala 3 m, celkový fosfor se pohyboval na úrovni 0,02 mg/l a chlorofyl *a* kolem 2 µg/l. V síťovém planktonu za celou tuto dobu nebyly zjištěny planktonní sinice. Štěrka u výpustního zařízení byl bez viditelných řasových nárostů. Zajímavý byl v počátečním období výskyt perloočky *Daphnia magna*, která jinak zpravidla indikuje vody silně organicky znečištěné. Již od začátku napuštění však bylo možno u břehů pozorovat úlomky stolítku klasnatého, zavlečené zřejmě vodním ptactvem. Po prvním roce zkušebního provozu nádrže byla vyhodnocena kvalita vody, složení planktonu a byla doporučena šetrná rybí obsádka.

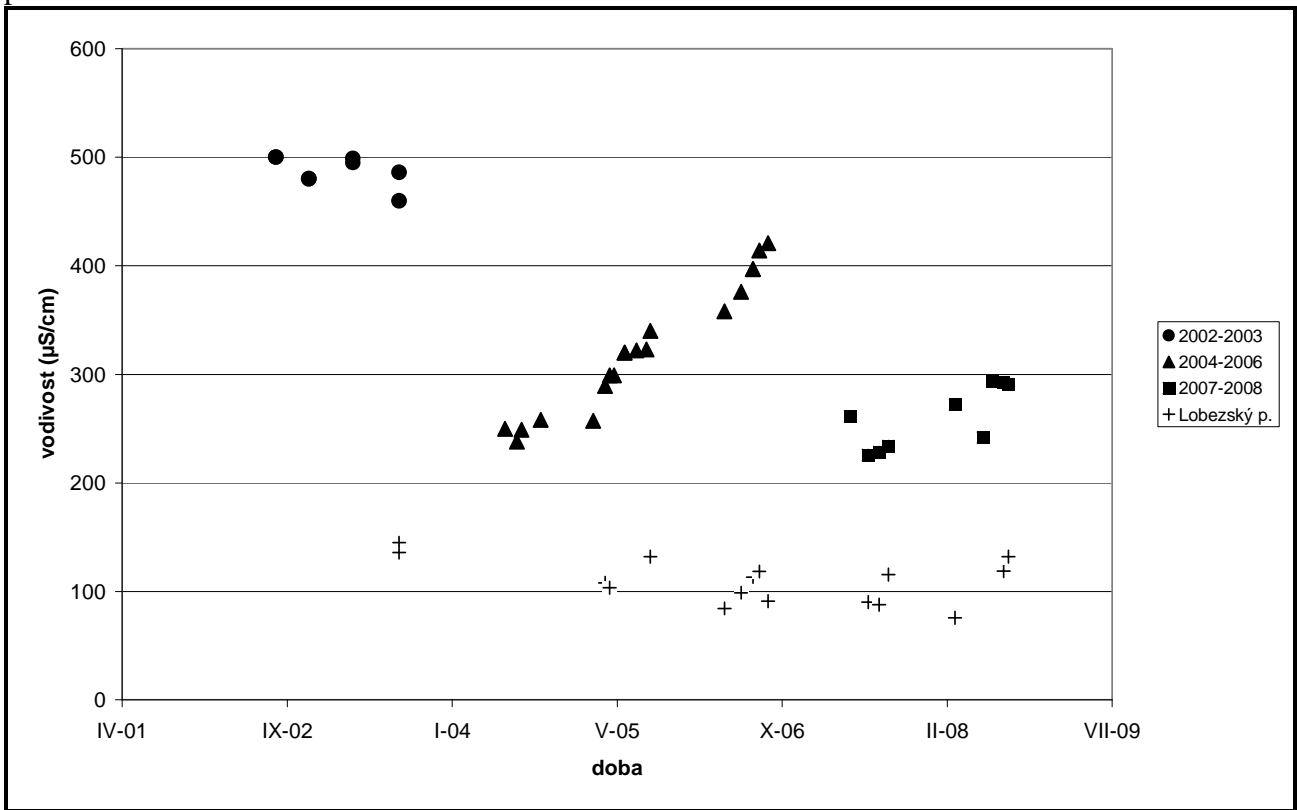
V souvislosti se stavebními úpravami začátkem roku 2004 byla nádrž upuštěná. Byla do ní vysazena rybí obsádka, která však neodpovídala požadovanému složení (při výlovu byl zjištěn kapr a karas stříbřitý). Došlo k eutrofizaci nádrže, která se projevila zvýšením koncentrace celkového fosforu (až přes 0,1 mg/l), zvýšením koncentrace chlorofylu *a* (až k 10 µg/l) a snížením průhlednosti vody. V řadě měření průhlednost vody poklesla pod 1 m, což orgány hygieny vyhodnotily jako zhoršené sensorické vlastnosti vody během celé rekreační sezóny. V červenci 2004 byly poprvé zjištěny ve vzorku zooplanktonu planktonní sinice *Microcystis aeruginosa* a *Anabaena sp.* Počáteční koncentrace sinic byla velmi nízká (jednotlivé buňky na litr vody), postupně však geometrickou řadou rostla. V následujících dvou letech se kvalita vody částečně zlepšovala a zhoršené sensorické vlastnosti byly zjišťovány až v průběhu rekreační sezóny nebo na jejím konci. Hustota planktonních sinic zjišťovaná ve vzorcích zooplanktonu dále rostla až na úroveň několika buněk v mililitru vody. Ve vzorcích odebraných hygienickou službou byly sinice stanoveny jen dvakrát (6.9.2005 a 24.7.2006) ve stovkách buněk na ml vody. V červenci 2006 se objevil rovněž *Aphanizomenon gracile*. V tomto roce došlo i k výraznému rozvoji stolítku, který již byl lokálně vnímán jako problém při koupání. Na podzim roku 2005 jsme zkusili inokulovat nádrž parožnatkami, avšak bez pozitivního výsledku. Bylo rozhodnuto nádrž vypustit a odstranit kompletně rybí obsádka. To se podařilo až v říjnu roku 2006.

Po vypuštění nádrže a výlovu obsádky koncem roku 2006 byla nádrž ponechána na sucho přes zimu s cílem dále potlačit vývoj sinic a také rozvoj stolítku klasnatého (*Myriophyllum spicatum*). Po obnovení vysoké průhlednosti vody totiž hrozilo zarůstání celé nádrže stolítkem. Po dohodě navíc zaměstnanci areálu mechanicky odstranili 2 rozsáhlejší ohniska stolítku. Rybí obsádka již nebyla vysazena. Už v roce 2007 se obnovila vysoká průhlednost vody a v roce 2008 dále rostla, maximum kolem 5 m bylo dosaženo koncem léta, tzn. v období, kdy většina rekreačních nádrží měla problémy se sinicemi. Planktonní sinice byly ve vzorcích zooplanktonu i nadále zjišťovány, avšak v koncentraci nejvýše desítek buněk na litr. Koncentrace chlorofylu *a* klesla pod 2 µg/l. Kvalita vody je od roku 2007 orgány hygienické služby trvale hodnocena jako vhodná ke koupání.

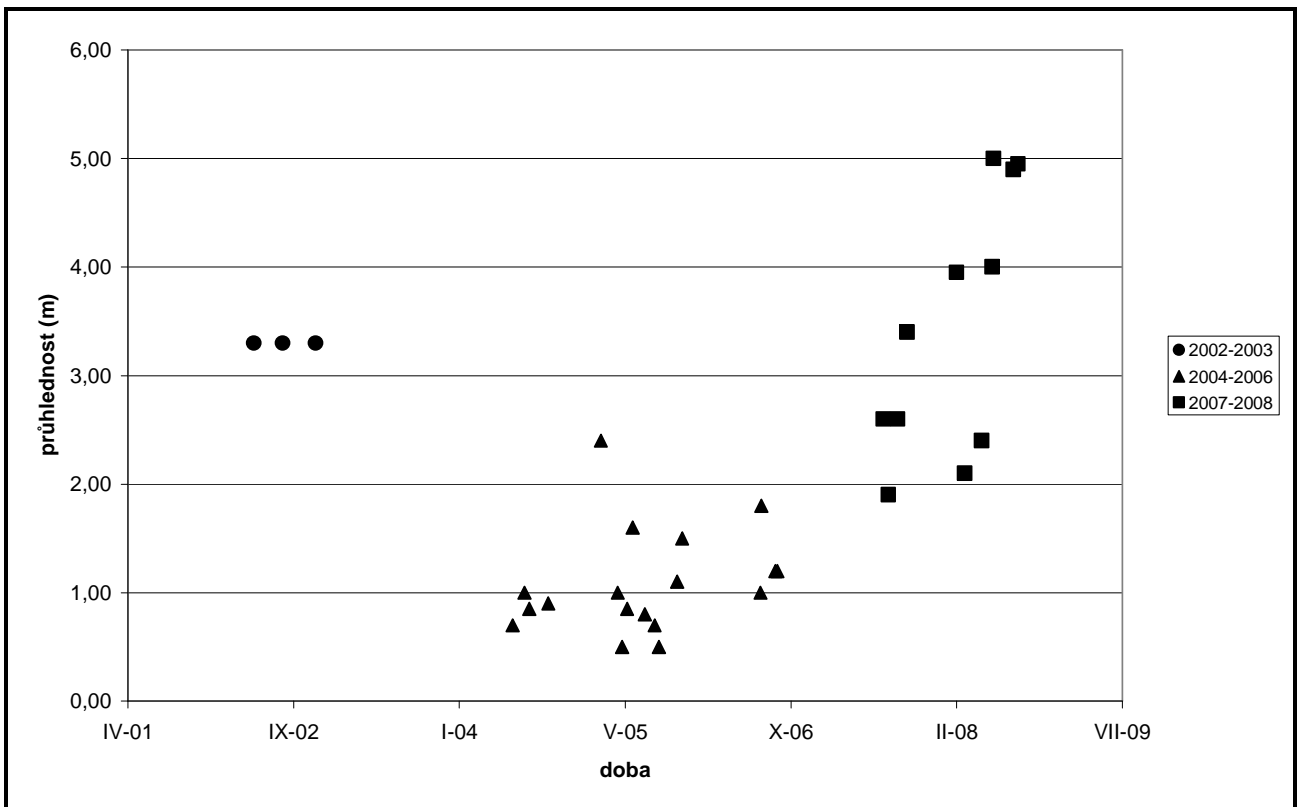
Vývoj v nádrži bez rybí obsádky byl zajímavý a nedal se v detailech správně teoreticky předpovědět. V první polovině roku 2007 bylo v zooplanktonu přítomno několik druhů perlooček rodu *Daphnia*. Predace larvami rodu *Chaoborus* však vedla k naprostému převládnutí perloočky *Daphnia magna*, což trvá dosud. Absence rybí obsádky v roce 2007 umožnila masivní rozmnožení ropuchy obecné, jejíž metamorfovaní jedinci ve statisících opouštěly vodu na začátku rekreační sezóny. To se v následujícím roce z nejasných důvodů neopakovalo. Další očekávaný problém byl nárůst ponořených vodních rostlin ve větším rozsahu než v roce 2007. Ani k tomu nedošlo. Místo toho už od časného jara bylo možno pozorovat zelený vlnící se povlak na dně, který se později při pohybu rekreatů zvedal k hladině a byl větrem nafoukáván na pláž. Mikroskopickým rozbořem jsme ověřili, že jde o neškodné vláknité řasy, které pouze při uvolnění ze dna na hladině působily poněkud neesteticky. Tento povlak ovšem měl velkou zásluhu za udržení vysoké průhlednosti vody (bránil uvolňování fosforu ze dna a tím rozvoji fytoplanktonu ve vodním sloupci). Současně také zjevně znemožnil klíčení stolítku a rdestů na dně a tak nečekaně potlačil i jejich rozvoj. Přesto jsme uvažovali, jak rozvoj tohoto zeleného povlaku udržet v neškodných mezích, například vysazením raků. To by ovšem bylo z řady důvodů velmi problematické: povolení k vysazení, problémy s jejich ochranou při případném dalším vypuštění nádrže. I tento problém se nečekaně vyřešil sám. Pracovníci rekreačního areálu nás upozornili na velké množství ulit plžů při okrajích nádrže, jednalo se o plovatku toulavou (*Lymnaea peregra*). Tento plž omezuje rozvoj povlaku vláknitých řas na dně obdobně, jako by to dělali raci, ale snad bez dalších problémů. Navíc vyžíráním snůšek nebodavých komárů rodu *Chaoborus* omezil jejich koncentraci ve vodním sloupci. V zooplanktonu se to projevilo opětovným výskytem menších druhů rodu *Daphnia*.

Koncem léta 2008 jsme zjistili, že velká část dna nádrže Michal je pokryta parožnatkami. To je poměrně ideální stav. Parožnatky totiž vytvářejí nízké souvislé povlaky na dně, které nevadí při koupání, ale velmi účinně brání uvolňování fosforu jako limitující živiny ze dna do vodního sloupce. Zdá se, že nádrž se již velmi přiblížila rovnovážnému stavu, který by mohl řadu let přetrvávat a udržovat dobrou kvalitu vody ke koupání. Přesto je nutné stav nádrže průběžně monitorovat a nejspíše očekávat další překvapení.

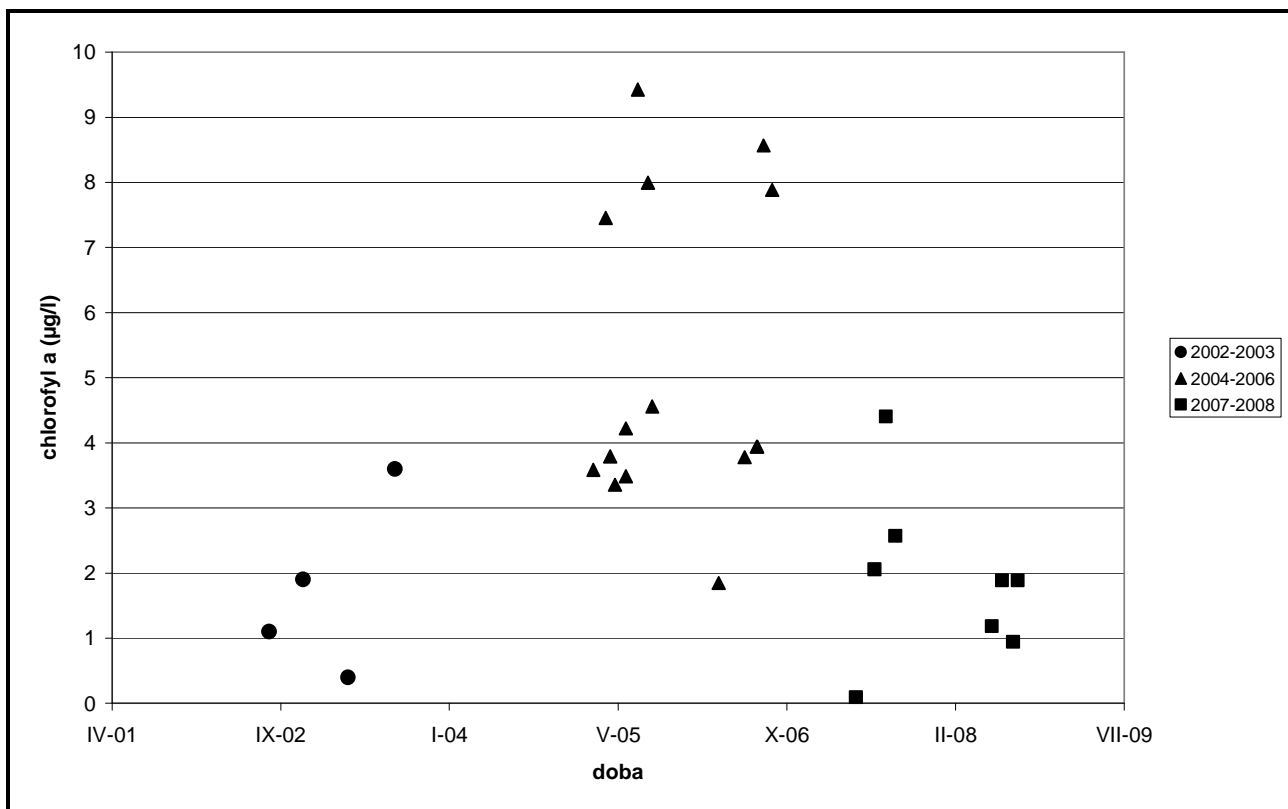
Graf č.1 Vývoj vodivosti v nádrži ve třech obdobích napuštění ve srovnání s Lobezkým potokem.



Graf č.2 Průhlednost vody v nádrži Michal v obdobích s rozdílným managementem.



Graf č.3 Koncentrace chlorofylu *a* v nádrži Michal v obdobích s rozdílným managementem.



ZAJÍMAVÉ DRUHY MAKROZOOBENTOSU NALEZENÉ PŘI PRAVIDELNÉM MONITORINGU V POVODÍ HORNÍ VLTAVY

Rucki, J.

Povodí Vltavy státní podnik, Laboratoř České Budějovice, Emila Pittera 1, 370 01, České Budějovice

Výzkum a sledování bezobratlých organismů tekoucích vod má, zvláště v některých oblastech (Šumava, Třeboňsko) povodí horní Vltavy, dlouhou tradici. Vedle mnoha dalších institucí a jedinců přispívají k poznání a sledování změn bentických společenstev v povodí horní Vltavy i pracovníci laboratoře Povodí Vltavy státní podnik v Českých Budějovicích. Pravidelný saprobiologický monitoring byl zahájen v devadesátých letech minulého století, od roku 2006 je odběr a zpracování vzorků makrozoobentosu tekoucích vod prováděn metodou Perla. V současnosti odběry probíhají v tříletých cyklech na více než stovce podnikových profilů (všechny významnější toky od Křemelné na Čenkově pile po Lužnici v Bechyni), desítkách toků pod správou Zemědělské vodohospodářské správy (menší toky a potoky, např. Prostřední stoka v Třeboni) a ve spolupráci s rakouskými kolegy každoročně na hraničních tocích (10 profilů v hraničním úseku Malše, Větší Vltavice, Lužnice a Dračice).

Vedle velkého množství „obyčejných“ nálezů bylo v posledních letech v povodí horní Vltavy, zaznamenáno také několik ohrožených, vzácných či jinak významných druhů vodních bezobratlých organismů. Jedním z těch zajímavých je první nález pijavky *Dina punctata* v Čechách - v Lužnici v Českých Velenicích (2006, 2007) a v Otavě v Katovicích (2007). Tento druh se běžně vyskytuje v povodí Dunaje na Slovensku i Rakousku, v České republice byl nalezen teprve v nedávné době na dvou lokalitách v povodí Moravy a jeho výskyt v povodí Labe je překvapující.

Známý neznámý je výskyt jepice *Baetis liebenauae* v České republice. Ač se tento západopalearktický druh vyskytuje na našem území nejméně na 10 lokalitách již delší dobu, dosud nebyl žádný nález publikován. V povodí horní Vltavy byl v roce 2008 nalezen na profilu Vltava, Pěkná a dále je znám ještě z Blanice, Otavy, Nežárky a Volyňky.

Významný je také výskyt dvou ohrožených druhů pošvatek. Kriticky ohrožená *Leuctra geniculata* byla v jižních Čechách dosud nalezena pouze v Malši v Roudném, kde se v sezóně 2008 i přes probíhající rekonstrukci mostu, spojenou s prací těžké techniky v korytě toku přímo na lokalitě, vyskytovala v hojném počtu. Druhou ohroženou pošvatkou je *Capnopsis schilleri*, odlovenou v počtu dvou kusů v březnu 2009 v Pašínovickém potoce v Pašínovicích. V oblasti Novohradských hor a jejich podhůří se nejspíš jedná o poměrně běžný druh, avšak díky „zimnímu způsobu života“ (výlet únor, březen) jsou jeho nálezy ojedinělé.

Z chrostíků stojí za zmínku tři druhy rodu *Hydropsyche* – ohrožený *Hydropsyche tenuis* byl nalezen pouze v oblasti Novohradských hor (Lužnice ještě před vtokem do Rakouska a v hraničním úseku Malše) a dva druhy klasifikované jako zranitelné, *Hydropsyche dinarica* a *H. botosaneanui*. Prvně jmenovaný byl zaznamenán na horní Otavě (Rejštejn) a v Teplé Vltavě, druhý na Blanici nad i pod VD Husinec (profily Podedvory a Těšovice). Rovněž larvy ohrožených druhů *Micrasema setiferum* a *Oecetis testacea* nepatří mezi často nalézané. *Micrasema setiferum* se vyskytuje hojně (více než 100 ex. ve vzorku) na středním toku Malše (např. profil Blansko) a v Dračici ve Františkově, *Oecetis testacea* vzácně ve všech hraničních tocích.

VLIV GRADIENTU PH NA STRUKTURU MAKROZOOBENTOSU HORSKÝCH TOKŮ ČR

Rucki, J.¹, Horecký, J.² a Stuchlík, E.³

¹ Vodohospodářská laboratoř České Budějovice, Povodí Vltavy, s.p., Emila Pittera 1, České Budějovice

² Odbor péče o krajinu, Ministerstvo životního prostředí, Vršovická 1442/65, Praha 10

³ Ústav pro životní prostředí, Přírodovědecká fakulta, Universita Karlova v Praze, Benátská 2, Praha 2

V návaznosti na dlouhodobý výzkum malých povodí ve Slavkovském lese, Jizerských horách a Brdech byla v sezóně 2004/2005 provedena studie zaměřená na strukturu makrozoobentosu toků postižených kyselou atmosférickou depozicí v gradientu pH 4 až 6. Vzorky vody pro stanovení pH, specifické vodivosti, koncentrace hlavních iontů, celkového organického uhlíku a těžkých kovů a vzorky pro analýzu struktury makrozoobentosu byly odebrány ve třech termínech ze dvou potoků v Brdech (Litavka-pravostranná větev a Litavka-hlavní větev) a v Jizerských horách (Sklářský potok-Jizerka a Jeřice-levostranná větev) a po jednom ve Slavkovském lese (Lysina) a v Krkonoších (Pudlava-pravostranný přítok).

Nejnižší hodnoty pH, a to v rozmezí od 4,0 do 4,5, jsme ve sledovaném období zaznamenali u Litavky-pravostranné a Lysiny (průměry 4,2 resp. 4,3), u lokalit na Jeřici a Pudlavě se pH pohybovalo mírně nad 4,5 (průměry 4,5 resp. 4,7) a hodnoty neklesající pod pH 5,0 jsme zaznamenali na Litavce-hlavní a Sklářském potoce (průměry 5,5 resp. 5,7). Rozdílné hodnoty pH se projevily i v hodnotách reaktivního hliníku: Litavka-pravostranná > 1800 $\mu\text{g l}^{-1}$; Lysina a Jeřice 500 až 650 $\mu\text{g l}^{-1}$; Pudlava, Litavka-hlavní a Sklářský potok < 300 $\mu\text{g l}^{-1}$.

Nejsilněji acidifikované lokality (pH < 4,5) lze charakterizovat larvami pošvatek *Leuctra nigra*, *Nemurella pictetii* a *Protonemura auberti*, pakomárů tribu Tanytarsini, chrostíků *Plectrocnemia conspersa*, střechatek *Sialis fuliginosa* a brouků *Agabus* sp. S nárůstem pH nad 4,5 se vedle těchto extrémně acidotolerantních druhů vyskytují larvy pošvatky *Diura bicaudata*, dalších druhů rodu *Leuctra* (např. *L. major*, *L. pseudocingulata*), chrostíků *Drusus annulatus* a *Rhyacophila* sp. či jepice *Siphonurus lacustris*. Jen na nejméně acidifikovaných lokalitách (pH > 5,0) se vyskytují i další zástupci jepic (*Ameletus inopinatus*, *Leptophlebia marginata*), měkkýš *Pisidium casertanum* nebo korýš rodu *Niphargus*.

Tato práce je součástí české účasti v projektech ICP Waters a ICP IM (monitoring vlivu acidifikace) a na lokalitách ve Slavkovském lese a Jizerských horách rozšiřuje dosavadní poznatky o biologická data.

JARNÍ TŮŇ JAKO MODELOVÝ BIOTOP VÝVOJE KRAJINY VE ČTVRTOHORÁCH

Sacherová, V., Černý, M. a Rychtrmocová, H.*

*Katedra ekologie PřF UK Praha, Viničná 7, Praha 2, 128 44; *e-mail: vsach@natur.cuni.cz*

Jarní tůň je biotop, který je definován souborem specifických vlastností. Mezi nejdůležitější patří krátká vodní fáze (maximálně 5 měsíců), nepřítomnost ryb, nízké teploty a nízký obsah živin. Jarní tůně jsou dále unikátní v tom, že lokality podobného charakteru se vyskytují jen v biomu suché studené stepi. Takové stepi na našem území převládaly v nížinách v průběhu čtvrtohorních zalednění. Po následném oteplení klimatu takové lokality nalzáme jen v nivách velkých řek na místech, kde nedošlo ke změně charakteru krajiny činností člověka. Společenstvo organismů, které tůně obývá, se přitom nijak zásadně nezměnilo, a je tedy vhodným modelem pro studium vývoje tohoto biotopu. Mezi nejzajímavější organismy, které zde můžeme nalézt, patří zástupci koryšů třídy Branchiopoda: žábronožky druhu *Eubrachipus grubii* (Dybowski, 1860) a listonozi druhu *Lepidurus apus* (Linnaeus, 1758).

Jarní tůně se zpravidla nacházejí v lužních lesích nebo v jejich bezprostředním okolí (rozlitiny v depresích polí a luk). Nejrozvinutější lužní lesy lze nalézt v širokých údolních nivách do nadmořské výšky zhruba 250 m. Biotopy v povodí Odry přitom prodělaly jiný vývoj než v ostatních povodích na našem území. Během středního pleistocénu, jak v průběhu halštrovského tak i sálského zalednění, zasáhl Skandinávský kontinentální ledovec kromě severních Čech i sever Moravy a Slezska; v Polsku vyplnil ledovec sever Kladské kotliny, u nás větší plochy dosáhl ledovec v oblasti Opavska a Ostravska a jeho nejjihnější hranici lze dokumentovat v Oderské bráně (součást Moravské brány), což byl nejjihnější průnik pevninského ledovce v západní a střední Evropě. V sálském glaciálu pak pevninský ledovec pronikl až do povodí Bečvy (do tzv. Porubské brány). Lze tedy říci, že krajina v povodí Odry se začala vyvíjet nově až po ústupu posledního velkého kontinentálního ledovce před cca 125 tis. lety.

Nepřímým důkazem odlišného vývoje biotopů je také výskyt velkých lupenonožců žábronožky jarní a listonoha jarního, které lze považovat za tzv. glaciální relikty. Zatímco žábronožky jarní se vyskytují ve všech povodích, listonoh jarní již po ústupu ledovce nikdy neosídlil lokality v povodí Odry. Oba tyto taxony jsou přitom svým výskytem omezeny právě jen na tyto lokality a na nové se mohou šířit jen pomocí svých diapauzujících stádií (cyst). Pomocí stanovení genetické struktury populací těchto druhů lze tedy nejen zjistit příbuznost jednotlivých populací, ale zároveň odpovědět na otázku, zda se jedná o jeden druh nebo více druhů vzniklých vlivem časové i prostorové izolace a do jaké míry se tyto druhy mohou krajinou šířit; z fylogeografie druhů lze dále odvodit i pravděpodobný historický vývoj habitatů, které osídlují.

Vzorky byly odebírány v letech 2004 – 2008. Vzhledem k tomu, že studium jarních tůní bylo součástí projektu BIOPOOL („Connectivity, dispersal and priority effects as drivers of biodiversity and ecosystem function in pond and pool communities“, GA ČR DIV/06/E007), byla podle protokolu projektu monitorována řada biotických a abiotických parametrů (např. Rychtrmocová, 2008). Kromě velkých lupenonožců tak byly a jsou sledovány i další modelové organismy, které byly zvoleny tak, aby představovaly různé typy přežívání nepříznivých podmínek. Jedná se o koryše *Daphnia curvirostris* a *D. pulex* (Cladocera) (viz Černý a kol. v tomto sborníku), *Asellus aquaticus* (Isopoda) a *Synurella ambulans*

(Amphipoda), a komára rodu *Mochlonyx* (Culicidae). V této práci prezentujeme výsledky studia modelového druhu *Eubbranchipus grubii*.

Navštívili jsme více než 140 tůní, z toho žábronožky byly nalezeny v 95 tůních. 44 populací bylo z povodí Moravy a Bečvy, 9 lokalit z povodí Dyje, 9 lokalit bylo na území soutoku Dyje a Moravy, 17 lokalit z povodí Odry, 15 lokalit z povodí Labe a Orlice a 1 lokalita byla na soutoku Labe a Vltavy. Jeden až tři jedinci ze všech populací žábronožek byli analyzováni molekulárně genetickými metodami, konkrétně srovnáním sekvencí části genu pro cytochromoxidázu c.

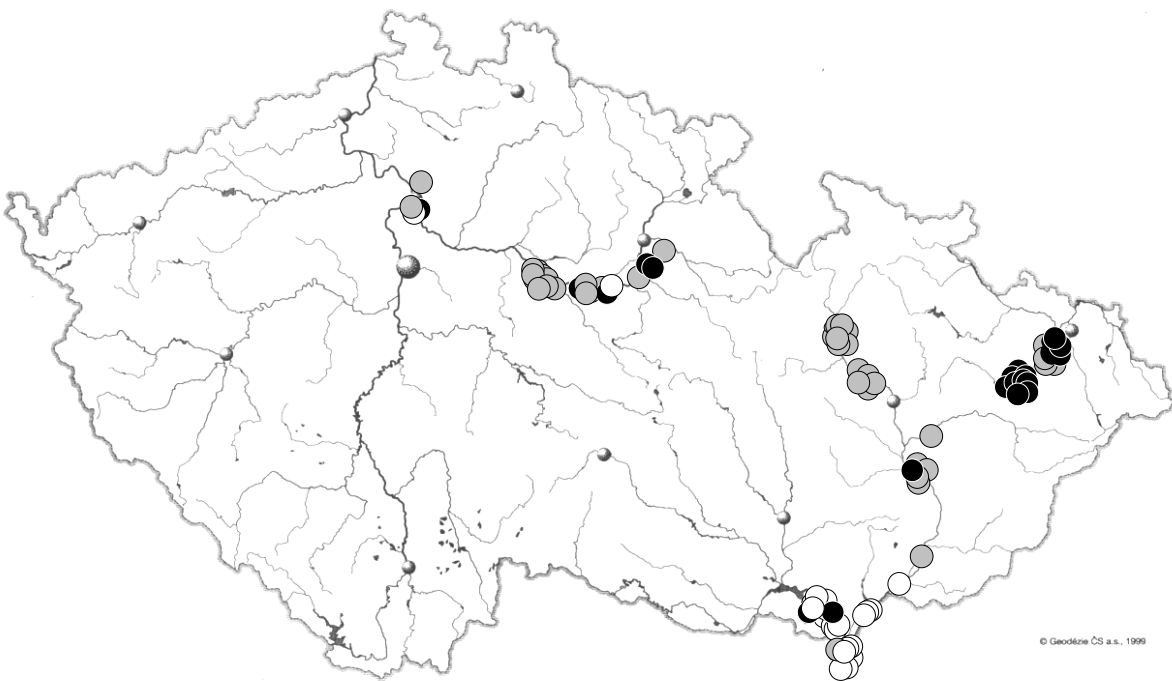
Ze získaných sekvencí DNA byl sestaven fylogenetický strom pomocí metody Neighbor-Joining (NJ) na základě Kimurova 2-parametrového modelu. Populace se rozdělily do tří skupin: skupina „Odra“, skupina „Morava-Labe“ a skupina „Dyje“ (Obr. 1). Zajímavé je, že do skupiny Dyje se přitom zařadily i populace z dolního toku Moravy (přibližně od soutoku až k Uherskému Hradišti). Genetická vzdálenost mezi skupinami populací je přitom poměrně velká, skupina Morava-Labe je oddělena od skupiny Odra přibližně 5,3 % rozdílem mezi sekvencemi DNA, skupina Dyje je od skupiny Morava-Labe oddělena rozdílem přibližně 1,7 %. Rozdíly uvnitř skupin jsou zanedbatelné. Pro přesnější představu o významu tohoto rozdílu byly sekvence dále porovnány se sekvencemi dalších druhů rodu *Eubbranchipus* z databáze GenBank. Rozdíl mezi sekvencemi různých druhů rodu se pohyboval v rozmezí 8,4 až 21,8 %. Lze tedy říci, že populace z povodí Odry pravděpodobně nejsou jiným druhem, ale populace, které se od ostatních oddělily poměrně dávno. Podobně tomu je i u populací z povodí Dyje. Z modelů odhadu rychlosti evoluce vyplývá, že oddělování linií probíhá víceméně lineárně a pro rozdíly do 9 % na úrovni sekvencí platí, že za 1 milion let dojde k rozrušení sekvencí o zhruba 2,3 %. Pro rozdíly 5,3 a 1,7 % u našich výsledků lze tedy vypočítat, že skupina „Odra“ naposledy sdílela společného předka s ostatními před 2,3 milióny let a skupina „Dyje“ před 0,7 milióny let. Oddělení populací z povodí Odry tak lze datovat do období před pleistocénními glaciacemi.

Z našich výsledků lze vyvodit několik závěrů:

1. Populace žábronožky *Eubbranchipus grubii* nalézající se nyní podél Odry musí pocházet z nějaké jiné zdrojové populace, pravděpodobně je rozšíření organismů z chladných stepí na východě kontinentu. Současné rozšíření tohoto druhu zasahuje až do Běloruska, Litvy a západní části Ruska, a je možné, že tato oblast byla jedním z glaciálních refugií pro sladkovodní organizmy.
2. Populace, které se nyní nachází podél Dyje a dolního toku Moravy, se oddělily od ostatních „těsně“ před příchodem halštrovského ledovce, který zasáhl i na naše území. Je tedy zřejmé, že u nás změnil klima natolik, že mohlo dojít ke krátkodobému omezení až zničení lokalit v koridoru Morava-Labe, který pak mohly osídlit například populace z oblasti nížin dnešního Německa.
3. Z dalších ojedinělých nálezů, například v údolí Liběchovky na Kokořínsku, nebo starších záznamů, například z okolí Bíliny, Ohře, Jizery, Cidliny, Jihlavy, Svatky, je zřejmé, že původní rozšíření těchto obou jarních druhů bylo větší než je v současnosti, a neomezovalo se jen na úzké pruhy podél velkých řek. I některé současné lokality mají výrazně stepní charakter a dále tak poukazují na to, jaký typ lokalit v průběhu dob ledových tyto druhy obývaly.
4. Skutečnost, že populace žábronožek z povodí Odry se tak významně liší, a že populace listonoha se do této oblasti za posledních 100 tisíc let nerozšířila, ukazuje na

malou schopnost těchto organismů šířit se krajinou. Také častý výskyt v příkopech podél železničních náspů nebo melioračních struhách naznačuje, že inokulum je přítomné všude v původním areálu výskytu a při vzniku vhodných podmínek se líhne.

5. Ve všech skupinách populací se vyskytuje malé procento haplotypů ostatních skupin, což na určitý přenos inokula (= trvalých vajíček, cyst) mezi povodími přesto ukazuje. Tento přenos podle našich pozorování mohou uskutečňovat vodní ptáci (zejména kachny), které za potravou přeletují i desítky kilometrů a při svých tazích se přesouvají východo-západním směrem přes celou Evropu.
6. Abiotické faktory nevykazují žádnou korelaci s výskytem žábronožek a listonohů. Parametry byly, a obvykle jsou, nicméně měřeny v období, kdy se v tůních vyskytují dospělí nebo juvenilní jedinci. Specifické parametry jsou ale nutné pro vylíhnutí vajíček, kdy se měření neprovádí.



Obr.1 Na mapě České republiky jsou vyznačeny tři skupiny populací zjištěné pomocí srovnávání sekvencí DNA. Černá kolečka – skupina „Odra“, šedá kolečka – skupina „Dyje-Morava“, bílá kolečka – skupina „Labe“.

Citovaná literatura:

Rychtrmocová H., 2008. Vliv možnosti šíření žábronožek (Crustacea: Anostraca) na genetickou strukturu populací. Magisterská DP, katedra ekologie PřF UK Praha, 104 stran.

MAKROZOOBENTOS ACIDIFIKOVANÝCH PŘÍTOKŮ ŠUMAVSKÝCH JEZER

Senoo, T. a Stuchlík, E.¹

¹Ústav pro životní prostředí, Přírodovědecká fakulta University Karlovy, Benátská 2, Praha 2

Povodí šumavských jezer byla, především ve druhé polovině 20. století, zasažena zvýšenou kyselou atmosférickou depozicí a došlo k výrazným změnám chemismu vod (\downarrow pH; \uparrow R-Al), následovaných změnami ve druhovém složení společenstev organismů (\downarrow diversity; vymizení citlivých skupin organismů). V posledních letech se prokázalo zotavování vodních ekosystémů z acidifikace v důsledku redukce emisí síry a dusíku. Tento proces označovaný jako „recovery“ však ve všech jezerech neprobíhá se stejnou intenzitou a na jeho zpomalení (hysterezi) má vliv zejména akumulace síry v půdě a saturace půdy dusíkem v povodí jezer. Prezentovaná práce probíhá v rámci dlouhodobého sledování chemismu a oživení vod šumavských jezer a jejich přítoků/odtoků a je součástí české účasti v mezinárodních projektech ICP Waters a ICP IM (monitoring vlivu acidifikace).

Makrozoobentos byl odebrán semikvantitativně metodou „kicking“. Odběry vzorků probíhaly na jaře roku 2007, kdy byly odebrány vzorky z pěti jezer na české straně Šumavy (Laka, Plešné, Prášílské, Čertovo a Černé jezero) a na podzim stejného roku, kdy byly navíc vzorkovány také tři jezera na straně německé (Malé Javorské, Velké Javorské a Roklanské jezero).

Chemismus vod

V posledních letech (2007, 2008) se hodnoty pH sledovaných přítoků pohybují v rozmezí 4,1 – 4,7 u Plešného j.; 4,1 – 4,5 u Černého a Čertova j.; 4,6 - 5,3 u Prášílského j.; 4,9 – 6,2 u jezera Laka; 5,6 – 6,8 u Velkého Javorského j.; 4,7 – 5,5 u Malého Javorského j. a u Roklanského 4,3 - 4,6.

Hodnotám pH přítoků odpovídají hodnoty R-Al – u Plešného cca 1000 $\mu\text{g. l}^{-1}$, Čertova, Černého a Roklanského jezera cca 500 $\mu\text{g. l}^{-1}$, zatímco u přítoků jezera Prášílského, Malého Javorského, Velkého Javorského a Laka to byly hodnoty výrazně nižší ($> 200 \mu\text{g. l}^{-1}$).

Makrozoobentos

Rozdílný chemismus vody se výrazně odráží na oživení. Nejvíce taxonů bylo zaznamenáno v hlavních přítocích jezer Laka a Prášílského (31 taxonů) a Velkého Javorského (26), následovaly jezera Čertovo, Černé a Plešné s 21 až 23 taxony a nejkudší lokality byly přítoky Malého Javorského a Roklanského (16-17 taxonů).

V přítocích všech jezer se vyskytují larvy silně acidotolerantních druhů makrozoobentosu: jepice *Leptophlebia vespertina*; pošvatky *Nemurella pictetii*, *Nemoura* sp., *Leuctra nigra* a *Protonemura auberti*; chrostíci *Plecronemia conspersa* a druhy čeledi Limnephilidae g. sp.; brouka *Agabus* sp. a larvy několika čeledí dvoukřídlých (Chironomidae, Simuliidae, Pediicidae, Limoniidae či Empididae). V menší míře, především v přítocích acidifikací méně postižených jezer (Prášílské, Velké Javorské, Laka), jsem zaznamenal druhy všeobecně

považované za acidotolerantní (např. pošvatka *Diura bicaudata*, chrostíky *Drusus annulatus* a *Drusus discolor* a *Rhyacophila* sp.), které ale většinou mizí pokud pH klesá pod hodnotu 4,5. V těchto jezerech byly nalezeny také, vůči acidifikaci citlivější, pošvatky *Brachyptera* sp. a *Siphonoperla* sp. Kromě jezera Laka (nález mlže *Pisidium* sp.) chybí stále v přítocích a odtocích všech jezer acidosenzitivní taxony z řádu měkkýšů, koryšů a jepic.

OD HRABĚTE PO SOUČASNOST - ANEB CO VÍME O MÁLOŠTĚTINATÝCH ČERVECH V ČECHÁCH

Schenkova, J., Pařil, P. a Petřivalská, K.

Ústav botaniky a zoologie, PŘF MU Brno

Úvod

Cílem práce bylo shrnutí nových poznatků o máloštětinatých opaskovcích „oligochaetous Clitellata“ (Erséus 2005) jak na poli fylogenetickém, tak z hlediska faunistiky, neboť tato skupina je pokládána za velmi významnou pro hodnocení kvality tekoucích vod. Jejich studium má v Českých zemích dlouholetou tradici, o kterou se zasloužili koncem 19. století Štolc, začátkem 20. století Mrázek, Vejdovský a Černosvitov a kterou pak završil profesor Hrabě. Fascinující objem jeho téměř 100 vědeckých prací je zaměřen především na vodní máloštětinatce, jen z Čech, Moravy a Slovenska popsal jedenáct druhů nových pro vědu a mnoho dalších ze zahraničí. Druhy zahrnuté v jeho monografiích (Hrabě 1954, 1981) stále představují základ současného poznání této skupiny v ČR. V našem příspěvku budou stručně shrnuty současné znalosti o máloštětinatých opaskovcích, především publikované, i dosud nepublikované nálezy jednotlivých druhů.

Publikovaná data

Hrabě (1954, 1981) udává pro Českou republiku 76 druhů vodních máloštětinatých opaskovců (Clitellata: „Oligochaeta“) nezapočítáváme-li zástupce čeledi žížalovitých (Lumbricidae) a 8 druhů olejnušek (Aphanoneura); tato skupina již dnes mezi Clitellata nepatří (Erséus 2005). Máloštětinatí opaskovci jsou v těchto monografiích zastoupeni: čeleď Lumbriculidae 11 druhů, čeleď Naididae/podčeleď Naidinae 33 druhů, čeleď Naididae/podčeleď Pristininae 4 druhy, čeleď Naididae/podčeleď Rhyacodrilinae 2 druhy, čeleď Naididae/podčeleď Tubificinae 23 druhů, čeleď Haplotaxidae 1 druh, čeleď Propappidae 1 druh a čeleď Criodrilidae 1 druh. Příslušnost k jednotlivým čeledím a podčeledím vychází ze systému, který navrhli Erséus et al. (2008) při zohlednění nových fylogenetických poznatků (sloučení čeledí Naididae a Tubificidae) a respektování IUCN pravidel (priorita staršího názvu Naididae před Tubificidae pro nově vzniklou čeleď). Ačkoli monografie (Hrabě 1954) zahrnuje i seznam žížalovitých (Lumbricidae), je lépe vycházet z recentního check-listu žížal ČR (Pižl 2002), kde najdeme 52 druhů, ovšem jen 4 z nich jsou amfibické a 15 je částečně vázáno na vodní prostředí (prameniště, břehy potoků, řek a stojatých vod), ostatní druhy jsou terestrické. Z nověji publikovaných nálezů musíme k seznamu vodních máloštětinatých opaskovců přidat druh *Piguetiella blanci* (čeleď Naididae/podčeleď Naidinae), nalezený v Ploučnici (Krausová 2003) a *Pristina bilobata* (čeleď Naididae/podčeleď Pristininae) nalezený v řece Morávce a Loučce (Schenkova & Kroča 2007). Velmi problematickou čeleď opaskovců představuje čeleď roupicovití (Enchytraeidae), zahrnující většinou půdní druhy, které historicky zpracoval Chalupský (1988, 1991, 1994). Nálezy nových druhů pro území České republiky většinou udává Schlaghamerský (např. Schlaghamerský 2005, 2006, 2007; Schlaghamerský & Kobetičová 2005; Schlaghamerský & Kobetičová 2006; Šídová & Schlaghamerský (2007), ale souhrnný check-list této čeledi u nás zatím chybí.

Nové nálezy

Z nových nálezů, které budou zahrnuty v připravované publikaci, byl zjištěn 1 druh čeledi Naididae/podčeleď Pristininae, 2 druh čeledi Naididae/podčeleď Tubificinae, 1 druh čeledi Naididae/podčeleď Rhyacodrilinae a jeden druh z čeledi Lumbriculidae. Podrobnosti o charakteristice habitatů nalezených druhů a o společenstvu druhů máloštětinatců, se kterými se společně vyskytují, budou také uvedeny v této publikaci.

Shrnutí

V České republice se v současnosti vyskytuje 102 druhů vodních máloštětinatých opaskovců, do čehož je zahrnuto i 19 druhů žížal (semiakvatické druhy dle Pižl 2002), a naopak zde nejsou zahrnuty vodní roupice (Enchytraeidae), neboť informace o počtu druhů se vztahem k vodnímu prostředí je z dostupných zdrojů obtížně zjistitelná.

Výzkum byl finančně podpořen grantem MŠMT ČR (MSM0021622416).

Literatura

- Erséus C. 2005: Phylogeny of oligochaetous Clitellata. *Hydrobiologia* 535/536: 357–372.
- Erséus C., Wetzel M. J. & Gustavson L. 2008: ICZN rules—a farewell to Tubificidae (Annelida, Clitellata). *Zootaxa* 1744: 66–68.
- Hrabě S. 1954: Máloštětinatci – Oligochaeta. Pp. 289-320. In: Hrabě S. et al. (eds): Klíč k určování zvířeny ČSR. Díl I. ČSAV, Praha, 540 pp.
- Hrabě S. 1981: Vodní máloštětinatci (Oligochaeta) Československa. *Acta Univ. Carol., Biol.* 1979: 1-168.
- Chalupský J. 1988: Czechoslovak enchytraeids (Oligochaeta, Enchytraeidae) II. Catalogue of species. *Věst. čs. Společ. zool.* 52: 81-95.
- Chalupský J. 1991: Czechoslovak Enchytraeidae (Oligochaeta). III. Description of a new species of Enchytronia and notes on two species of Marionina. *Acta Soc. Zool. Bohem.* 55: 99-113.
- Chalupský J. 1994: Czech Enchytraeidae (Oligochaeta). IV. Description of Enchytronia pratensis sp. n. and a note on Marionina communis. *Acta Soc. Zool. Bohem.* 57: 167-172.
- Krausová A. 2003: Hydrobiologie řeky Ploučnice v bývalém Vojenském výcvikovém prostoru Ralsko, Česká Lípa. Masarykova univerzita v Brně, Přírodovědecká fakulta, Katedra zoologie a ekologie. Diplomová práce. 58 pp.
- Pižl V. 2002: Žížaly České republiky. Sborník přírodovědeckého klubu v Uh. Hradišti, Supp. 9: 154 pp.
- Schenkova J. & Kroča J., 2007: Seasonal changes of an oligochaetous Clitellata (Annelida) community in a mountain stream. *Acta Universitatis Carolinae, Environmentalica* 21: 143–150.

Schlaghamerský J. 2005: The community of small annelids (Enchytraeidae, Tubificidae, Aeolosomatidae) in the first phase of meadow restoration on arable land. In: Tajovský, K., J. Schlaghamerský & V. Pižl (eds), Contributions to Soil Zoology in Central Europe I, ÚPB AV ČR, České Budějovice, pp. 127-132.

Schlaghamerský J. 2006: The small annelids (Enchytraeidae, Tubificidae, Aeolosomatidae) of a South Moravian floodplain forest with a disturbed water regime. In 7th International Symposium on Enchytraeidae, Brno, Czech Republic, May 25-28, 2006, Abstract Book with programme and list of participants. Brno: Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta, Ústav botaniky a zoologie, 24 p.

Schlaghamerský J. 2007: Consequences of the advance in Fridericia taxonomy for our knowledge of Czech and Slovak enchytraeid faunas. Tajovský, K., Schlaghamerský, J. & Pižl, V. (eds.): Contributions to Soil Zoology in Central Europe II. ISB BC AS CR, v.v.i., České Budějovice, 127-130.

Schlaghamerský J. & Kobetičová K. 2005: A small annelid community (Enchytraeidae, Tubificidae, Aeolosomatidae) during meadow restoration on arable land and in a nearby well-preserved meadow. Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol. 54 (4): 323-330.

Schlaghamerský J. & Kobetičová K. 2006: The impact of cattle pasturage on small annelids (Annelida: Enchytraeidae, Tubificidae, Aeolosomatidae) in grasslands of the White Carpathians (Czech Republic). European Journal of Soil Biology 42: 305-309.

Šídová A. & Schlaghamerský J. 2007: The impact of high game density on enchytraeids in a mixed forest. In Contributions to Soil Zoology in Central Europe II. České Budějovice: Ústav půdní biologie, Biologické centrum Akademie věd ČR, České Budějovice, 147-152.

NÁROSTOVÉ ŘASY PŘÍTOKŮ NÁDRŽÍ V JIZERSKÝCH HORÁCH V OBDOBÍ ZOTAVOVÁNÍ Z ACIDIFIKACE

Skácelová, O.¹ a Hořická, Z.²

¹ Hydrobiologická laboratoř, Moravské zemské muzeum, Zelný trh 6, 659 37 Brno; oskacelova@mzm.cz

² Katedra ekologie PřF UK, Viničná 7, 128 44 Praha 2 a Ústav půdní biologie, Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice

Jizerské hory o rozloze cca 350 km² jsou jednou z nejvýznamnějších pramenných oblastí České republiky, zároveň však představují území, které bylo v druhé polovině minulého století významně postiženo antropogenní acidifikací. Od počátku 90. let bylo pozorováno postupné zotavování vodních ekosystémů na náhorní plošině hor z acidifikace (Křeček a Hořická, 2001, 2006, 2007).

Dlouhodobé studium chemismu a oživení přehradních nádrží v Jizerských horách a jejich přítoků bylo v letech 1996 a 2008 doplněno o výzkum nárostových řas v hlavních tocích. Byly vybrány Černá Nisa (hlavní přítok Bedřichova) a její malý levostranný přítok 300 m před ústím do nádrže, Černá Desná (hlavní přítok Souše) a její pravostranný přítok 500 m před vzdutím, a v r. 2008 také hlavní přítok Josefova Dolu, Kamenice, a jeho levostranný přítok Malá Kamenice 300 m před ústím do přehrady. Složení nárostů (Tab. 2) bylo porovnáno se základními fyzikálně-chemickými parametry toků (Tab. 1).

Tab.1 Fyzikálně-chemické parametry vybraných toků v r. 1996 a v r. 2008: pH, vodivost (K_{25} , $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) a alkalinita (A , $\mu\text{ekv}\cdot\text{l}^{-1}$). Uveden je rozsah hodnot (min - max) u 7-11 odběrů v období únor – říjen v r. 1996 a v r. 2008.

1996	pH	K_{25}	A
Černá Nisa	4,40 - 6,22	49 - 63	20 - 159
levostranný př. ČN	4,92 - 6,46	48 - 79	54 - 201
Černá Desná	4,66 - 6,38	27 - 40	-2,2 - 121
pravostranný př. ČD	5,83 - 6,35	45 - 70	58 - 135
Kamenice	4,57 - 6,31	40 - 55	-20 - 53
Malá Kamenice	4,58 - 5,28	35 - 49	-17 - 4,1

2008	pH	K_{25}	A
Černá Nisa	5,57 - 6,73	49 - 71	-35 - 75
levostranný př. ČN	5,72 - 6,68	61 - 84	1,3 - 136
Černá Desná	5,22 - 6,73	23 - 36	-12 - 73
pravostranný př. ČD	6,15 - 6,71	50 - 62	30 - 87
Kamenice	4,90 - 6,55	31 - 48	-17 - 109
Malá Kamenice	4,75 - 6,18	30 - 45	-21 - 23

Tab.2. Výskyt sinic a řas ve vybraných tocích v srpnu 1996 a září 2008. Tučně: hojný výskyt, závorka: ojedinělý/málo hojný výskyt, pomlčka: druh nebyl nalezen.

	1996	2008
Černá Nisa	<p><i>Stigeoclonium cf. tenue</i></p> <p><i>Chamaesiphon polonicus</i></p> <p><i>Microspora cf. pachyderma</i></p> <p>–</p> <p><i>Eunotia exigua</i></p> <p><i>Fragilaria virescens</i></p> <p>(<i>Diatoma mesodon</i>)</p> <p>(<i>Tetraspora gelatinosa</i>)</p> <p><i>Tabellaria flocculosa</i></p> <p><i>Mougeotia viridis</i></p> <p>(<i>Frustulia rhomboides</i>)</p> <p>–</p>	<p>– / (<i>Stigeoclonium</i> sp.)</p> <p>–</p> <p><i>Microspora amoena</i></p> <p><i>Fragilaria virescens</i></p> <p><i>Diatoma mesodon</i></p> <p><i>Tetraspora gelatinosa</i></p> <p><i>Tabellaria flocculosa</i></p> <p><i>Chantransia</i> sp.</p> <p><i>Frustulia rhomboides</i></p> <p><i>Closterium rostratum</i></p> <p><i>Closterium idiosporum</i></p> <p><i>Draparnaldia plumosa</i></p> <p>(<i>Batrachospermum moniliforme</i>)</p> <p>(drobné acidofilní rozsivky)</p>
levostranný přítok Černé Nisy	<p><i>Fragilaria virescens</i></p> <p><i>Diatoma mesodon</i></p> <p><i>Stigeoclonium cf. tenue</i></p> <p>–</p> <p>drobné acidofilní rozsivky</p>	<p><i>Fragilaria virescens</i></p> <p><i>Diatoma mesodon</i></p> <p><i>Draparnaldia plumosa</i></p> <p><i>Microspora</i> sp. - 2 druhy, ale ne <i>Microspora amoena</i></p>

Literatura

Křeček, J. a Z. Hořická, 2001: Degradation and recovery of mountain watersheds: the Jizera Mountains, Czech Republic. *Unasylva* 207 (52): 43-49.

Křeček, J. a Z. Hořická, 2006: Forests, air pollution and water quality: influencing health in the headwaters of Central Europe's "Black Triangle". *Unasylva* 224: 46-49.

Křeček, J. a Z. Hořická, 2007: Lesy a vodárenské nádrže Jizerských hor. Forests and Drinking Water Reservoirs in the Jizera Mountains (Czech Republic). In: K. Vančura (ed.), Les a voda. MZ ČR, Praha: 177-183.

Algologický průzkum byl proveden v rámci Institucionálního grantu MZM „Dynamika přírodních procesů v oblasti styku hercynské, panonské a karpatské oblasti a její dokumentace“ (MKOCEZOO F2402) – O.S. - a Grantů Univerzity Karlovy (GUK 12-960278, 1996-1998, a GAUK 43-258206, 2008-2009) – Z.H.

Tab.2 - pokračování.

	1996	2008
Černá Desná	<p><i>Diatoma mesodon</i></p> <p><i>Fragilaria virescens</i></p> <p>drobné krásivky</p> <p>acidofilní rozsivky</p> <p><i>Microspora</i> cf. <i>pachyderma</i></p> <p><i>Tetraspora</i> cf. <i>cylindrica</i></p> <p><i>Stigeoclonium</i> cf. <i>tenu</i></p>	<p>krásivky</p> <p><i>Tetraspora</i> cf. <i>cylindrica</i></p> <p><i>Mougeotia</i> sp.</p> <p><i>Phormidium</i> sp.</p>
pravostranný přítok Černé Desné	<p><i>Stigeoclonium</i> cf. <i>tenu</i></p> <p><i>Microspora</i> cf. <i>pachyderma</i></p> <p><i>Diatoma mesodon</i></p> <p><i>Fragilaria virescens</i></p> <p>(drobné acidofilní rozsivky) (krásivky)</p> <p><i>Ulothrix</i> sp., <i>Mougeotia</i> sp.</p>	<p><i>Microspora amoena</i></p> <p><i>Diatoma mesodon</i></p> <p><i>Fragilaria virescens</i> (<i>Tetraspora gelatinosa</i>)</p> <p>rozsivky - hl. jiné než acidofilní (krásivky)</p>
Kamenice	<p>- nestudována -</p>	<p>acidofilní krásivky</p> <p>- hl. <i>Closterium idiosporum</i></p> <p><i>Mougotia</i> sp.</p> <p><i>Tabellaria flocculosa</i></p> <p><i>Fragilaria</i> sp. - ne <i>F. virescens</i></p>
Malá Kamenice	<p>- nestudována -</p>	<p>acidofilní krásivky a rozsivky</p>

Výsledky ilustrují ústup antropogenní acidifikace vod Jizerských hor, avšak také jejich přirozenou kyselost a neustálý chemismus v průběhu roku. Charakteru lokalit a rozdílům mezi sledovanými obdobími a mezi jednotlivými toky odpovídá složení řasových nárostů:

– V r. 2008 oproti r. 1996 výrazně ubylo drobných acidofilních rozsivek, naopak koloniální rozsivky tvořící řásnité nárosty (*Diatoma mesodon* a *Fragilaria virescens*) v přítocích Bedřichova i Souše dominovaly;

– v r. 2008 ve sledovaných úsecích přítoků Bedřichova a Souše významně ustoupily zelené vláknité řasy *Stigeoclonium* cf. *tenuis* a *Microspora* cf. *pachyderma*; poprvé zjištěna ruducha *Batrachospermum moniliforme* (Černá Nisa); převládají zelená vláknitá řasa *Microspora amoena* a zelené řasy *Tetraspora gelatinosa* a *Draparnaldia plumosa*;

– v r. 2008 pozorován na Černé Desné též masový rozvoj spájivých řas (*Mougeotia*, krásivky *Closterium idiosporum*, drobné acidofilní krásivky).

– Zvýšený výskyt rozsivek v přítocích Souše odráží vápnění nádrže a jejího povodí.

– Hojné acidofilní krásivky a rozsivky dokládají kyselější charakter přítoků Josefova Dolu.

VLIV ODPADNÍCH VOD Z VÝROBY KYSELINY CITRONOVÉ NA EKOTOXICITU POVRCHOVÝCH VOD

Slezáková, K., Mlejnková, H. a Sedláček, P.

Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.Masaryka, v.v.i., pobočka Brno, Mojžírovo nám. 16

Výroba kyseliny citronové patří k druhům výroby, významně zatěžujícím životní prostředí odpadními produkty. Z tohoto důvodu je celosvětově velmi omezena a výrobci v Evropě přestávají být schopni konkurovat čínské produkci. Z výrobního procesu zůstávají v odpadních vodách především těžce odbouratelné organické látky, těžké kovy, kyanidy a další polutanty. Zatížení životního prostředí lze snížit zdokonalením procesů čištění odpadních vod a jejich nařazením v dostatečně vodném recipientu.

Tato práce byla zaměřena na určení toxických účinků odpadních vod z výroby kyseliny citronové, zaústěných do řeky Dyje přes malý již před zaústěním odpadních vod silně znečištěný tok. Tato modelová lokalita zasahuje české a rakouské území, proto je tato problematika již od 60. let minulého století řešena na úrovni Česko-rakouské komise pro hraniční vody.

Chemický, fyzikálně-chemický a biologický monitoring jakosti vody v oblasti byl v této oblasti prováděn nepravidelně od roku 1955 a systematicky od roku 1979. V roce 2001 bylo po zjištění úhynu některých druhů vodních organismů pod zaústěním odpadních vod navrženo provádění testů ekotoxicity. Testy akutní ekotoxicity byly od roku 2002 prováděny nepravidelně a s menší četností, od roku 2008 jsou testy ekotoxicity v odpadní vodě a v obou recipientech prováděny s měsíční četností.

Pro stanovení ekotoxicity byla zvolena kombinace testů akutní toxicity na zástupci producentů (sladkovodní řasa) a zástupci konzumentů (bezobratlý živočich). Jako testované organismy byly použity: řasa *Desmodesmus quadricauda* a vodní korýš *Thamnocephalus platyurus* a *Daphnia magna*. Testy byly prováděny dle platných legislativních předpisů a standardních operačních postupů laboratoří VÚV TGM, Brno. Akutní toxicita na *Thamnocephalus platyurus* a *Daphnia magna* byla prováděna podle dle TNV 75 7754 a ČSN EN ISO 6341 s využitím komerčních testů Thamnotoxkit a Daphtoxkit, akutní toxicita na řasu *Desmodesmus quadricauda* byla prováděna mikrometodou podle TNV 75 7741. Výsledná toxicita byla hodnocena na základě % inhibice testovaných organismů.

Výsledky stanovení testů toxicity, prováděných s malou četností v letech 2002-2007, potvrdily hypotézu toxického působení odpadních vod z výroby kyseliny citronové na vodní organismy. Toxické působení odpadních vod na bezobratlé živočichy bylo zjištěno v 70 % vzorků, toxicita na řasy byla prokázána u 50 % vzorků. Toxický účinek byl zjištěn v cca 40 % i v obou recipientech, do nichž jsou odpadní vody zaústěny.

Výsledky pravidelného testování toxicity v roce 2008 odrážely výkyvy, způsobené technologickými změnami ve výrobě, prováděnými v průběhu roku. Toxické působení odpadních vod na bezobratlé živočichy bylo zjištěno v posledních 3 měsících roku v odpadní vodě i v obou recipientech. Toxicita na sladkovodní řasy byla v roce 2008 kolísavá. Stanovená toxicita v roce 2008 korelovala se zvýšeným obsahem toxických polutantů - dusitanů, AOX, kyanidů a zinku v odpadních vodách.

Kočková, E., Mlejnková, H., Žáková, Z. 2006: Half century of monitoring czech-austrian transboundary water bodies. In: Matoušek, Blažková. T.G. Masaryk Water Research Institute, Collection of papers. 1st edition. Praha: T.G.Masaryk Water Research Institute, 2006. s. 71-75. ISBN 80-85900-64-5.

Mlejnková, H., Kočková, E., Žáková, Z. 2007: Dlouhodobé hodnocení přeshraniční problematiky znečišťování řeky Dyje vlivem rakouského přítoku Pulkavy. In Kalinová, M. Sborník prací VÚV T.G.M. 2007. 1. vyd. Praha : VÚV T.G.M.,v.v.i. s. 5-27. ISBN 80-85900-76-7.

ZOOPLANKTÓN V ZAPLAVOVANOM ÚZEMÍ CHRÁNENEJ KRAJINNEJ OBLASTI LATORICA

Smolák, R.

Abstrakt

Výskum bol realizovaný na piatich lokalitách od októbra 2006 do novembra 2008 v mesačných intervaloch. Jedna lokalita sa nachádza mimo hrádzový priestor. Štyri (Balaton, Cesta, Pri hlavnom toku, Kubík) sa nachádzajú v rámci vnútrohrádzového priestoru. Lokality vo vnútrohrádzovom priestore sú počas väčšiny roka izolované od hlavného toku. K prepojeniu dochádza len pri vyšších hladinových stavoch (nad 600 cm) na Latorici. Tieto štyri ramená sa postupne s príchodom záplavovej vlny sprietočňujú a menia svoj charakter z lenitického na lotický. Vplyv záplav sa výrazne odráža na početnosti zooplanktónu. Počas záplav bola početnosť zooplanktónu extrémne nízka, nepresahovala 30 n.l⁻¹. Po odznení záplav dochádza k výraznému zvyšovaniu početnosti, t.j. 10, 20 a viac násobnému. Pozitívny vplyv na početnosť zooplanktónu mala stabilizácia vodného stavu v medzizáplavovom období v mesiacoch apríl, máj, jún a júl 2007 a máj, jún a júl 2008 a v mesiacoch september a október 2008. Celkovo došlo k prepojeniu hlavného toku s ramenami v mesiacoch február a marec roku 2007 a v mesiacoch marec, apríl a august roku 2008. V mimohrádzovom priestore nebolo možné v mesiacoch júl-október 2007 a jún-júl a september-november 2008 odobrať vzorky nakoľko bola táto lokalita vyschnutá. Druhovú pestrosť na lokalite v mimohrádzovom priestore je nižšia oproti vnútrohrádzovému priestoru. Absentuje tu konektivita s hlavným tokom ako aj s bohatým systémom mŕtvych ramien. Celkovo, na všetkých sledovaných lokalitách bolo zistených 119 taxónov zooplanktónu, z toho 76 Rotatoria, 34 Cladocera a 12 Copepoda. V rámci vnútrohrádzového priestoru bolo zistených 103 taxónov, z toho 64 Rotatoria, 29 Cladocera a 10 Copepoda. V mimohrádzovom priestore spolu 61 taxónov, z toho 37 Rotatoria, 17 Cladocera a 7 Copepoda. Rozdiely v početnosti zooplanktónu boli spôsobené hlavne hydrologickými podmienkami na sledovaných lokalitách. V prípade vnútrohrádzového priestoru boli rozhodujúcim činiteľom záplavy. Vplyv záplav sa ukázal ako inhibičný faktor cez zvýšenú turbiditu, ktorá takto upcháva filtračné orgány. Najvýraznejšie sa vplyv záplav premietol do poklesu početnosti vírnikov. V mimohrádzovom priestore bola početnosť zooplanktónu závislá na poklese až absencii vody.

ŽIVOTNÍ CYKLY JEPIC (EPHEMEROPTERA) A JEJICH VÝZNAM PRO DETEKCI ZMĚN VODNÍCH EKOSYSTÉMŮ

Soldán, T.¹, Zahrádková, S.², Kubošová, K.³ a Janovská, H.⁴

¹ *Biologické centrum, Entomologický ústav Akademie věd České republiky, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice, Česká republika, e-mail: soldan@entu.cas.cz*

² *Ústav botaniky a zoologie, Přírodovědecká fakulta, Masarykova univerzita, Kotlářská 2, 611 37 Brno, Česká republika, e-mail: zahr@sci.muni.cz*

³ *Výzkumné centrum pro chemii životního prostředí a ekotoxikologii (RECETOX) Kotlářská 2, 611 37 Brno, Česká republika, e-mail: kubosova@iba.muni.cz*

⁴ *Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, v.v.i., pob. Brno, Mojžírovo nám. 16, 612 00 Brno, Česká republika, e-mail: hana_janovska@vuv.cz*

Vývoj metod detekce změn ekologického stavu povrchových tekoucích vod prostřednictvím analýzy bioty je v popředí zájmu již po mnoho let. Pozornost se však postupně přesouvá od hodnocení míry ovlivnění ekologického stavu v důsledku znečištění různého typu k hodnocení vlivu jednak morfologické degradace biotopu, jednak změn hydrologického a teplotního režimu. Ty mohou být indukovány jak přímým antropogenním vlivem, tak i (nepřímými) důsledky klimatických změn. Pro detekci dlouhodobého nepřímého vlivu (především změn klimatu) na životní prostředí jsou vhodné metody založené na autekologických charakteristikách (tzv. "species traits") jednotlivých druhů (nikoliv vyšších taxonů) makrozoobentosu. K nejvýznamnějším z nich patří "traits" vázané na životní cykly, kde je možno využít i poměrně dobře propracované klasifikace cyklů na jednotlivé typy podle voltinizmu. Jednotlivé "traits" můžeme hodnotit buď podle jejich známé (předpokládané) vazby na r-K kontinuum, nebo lze analyzovat jejich vztah k proměnným prostředí, např. pomocí generalizovaných lineárních či aditivních modelů (GLM, GAM). Vazbu mezi typy životních cyklů a vyhraněností nároků na prostředí lze vyhodnotit cestou sumarizace indikačních vah jednotlivých druhů příslušejících k danému typu pro danou proměnnou prostředí. Nové možnosti poskytuje tzv. "fourth-corner statistic", komplexní metoda umožňující současnou analýzu 3 maticí (druhy a jejich abundance, "traits", proměnné prostředí). Jako modelová skupina pro analýzy byl použit řád Ephemeroptera kde jsou u velkého počtu druhů poměrně dobře známy jejich autekologické charakteristiky, a kde jsou k dispozici rozsáhlé datové soubory, zahrnující informace o výskytu druhů proměnné a prostředí příslušných lokalit (databáze ARROW, databáze Entomologického ústavu AV ČR, České Budějovice a Ústavu botaniky a zoologie, Masarykova univerzita v Brně).

Výzkum byl podporován projekty SP/2e7/50/08, MZP0002071101, MSM 0021622416 a QS500070505.

DLOUHODOBÝ EKOLOGICKÝ VÝZKUM JEZER A NÁDRŽÍ – K ČEMU JE DOBRÝ?

Straškrábová, V.

Biologické Centrum AV ČR v.v.i., Hydrobiologický ústav, verastr@hbu.cas.cz

Vodní ekosystémy jsou vždy do různé míry ovlivněny procesy, které probíhají v terestrických ekosystémech povodí (vlivy související s podložím, které určují např. některé chemické vlastnosti vody, jako je vodivost, iontové složení, ale hlavně přísun organických látek a živin z půd, pocházejících z produkce biomasy v terestrických ekosystémech). Sladkovodní ekosystémy jsou v převážné většině heterotrofní, to znamená, že rozklad (respirace, dekompozice) v nich převažuje nad autochtonní primární produkcí. Podle typu vodního ekosystému a průtočnosti (doby zdržení vody v něm) je poměr přísunu organických látek z povodí k produkci daného vodního ekosystému rozdílný. Stojaté vody – jezera a přehrady (i neobhospodařované rybníky) – integrují vlivy z povodí, což se projevuje nejen v chemismu vody, ale i ve struktuře a sezónních změnách organismů a potravních řetězců.

Vlivy, které působí na jezera a nádrže přímo, jako teplota a srážky (i v nich rozpuštěné látky) dopadající na hladinu, jsou závažnější v porovnání s vlivy z povodí pouze při vysokém poměru plochy jezera k ploše povodí a při dlouhé době zdržení vody (tj. nízkém poměru přítoku včetně spodních vod k objemu jezera). Stejně vlivy jako na jezera působí i na terestrické systémy v povodí, ovlivňují tam kvalitu i množství spodní vody a povrchového odtoku, a tím opět vodní ekosystémy.

Velká jezera byla sledována po stránce chemické, ale i hydrobiologické mnohdy již od konce 18. a začátku 19. století (např. Kozhova a Izmet'eva 1998, Magnuson a spol., 2006, Kalff 2002, Tátrai a spol. 2008, a další). Obsáhlý přehled dlouhodobě sledovaných jezer i nádrží s příslušnou literaturou byl uveden v knize George a spol. 1995. Toto sledování pomohlo např. odhalit nástup eutrofizace a její příčiny (zvýšený přísun limitující živiny – fosforu z povodí) v řadě jezer a přispělo k jejich ozdravení pomocí úprav v povodí, eventuálně i asanací sedimentu. Také vliv emisí a vzdálených zdrojů znečištění na acidifikaci jezer a půd v povodí i na jejich ozdravení byl studován zvláště v horských jezerech Evropy (Kopáček a spol. 1998, Vrba a spol. 2003).

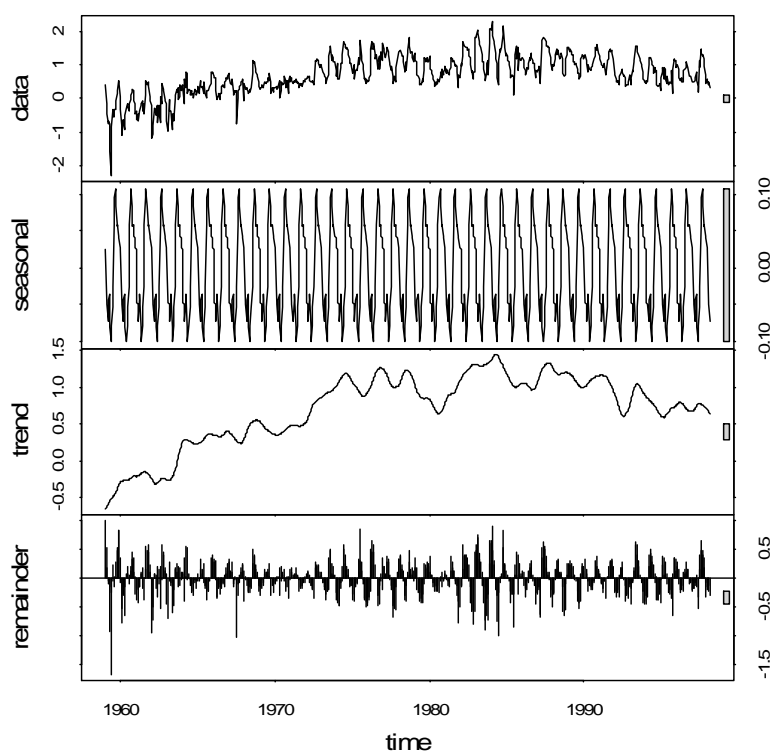
Dlouhodobý výzkum jezer byl a je podporován celou řadou projektů EU (kde HBÚ participoval), ale i českými granty (EU: horská jezera – ALPE, MOLAR, EMERGE; jezera vůbec – CONTINENT, EUROLIMPACS; GAČR, GAAVČR a cílený výzkum AVČR: šumavská jezera a české údolní nádrže). V USA byla založena a je podporována US NSF síť dlouhodobě sledovaných ekosystémů (LTER – Long term Ecological Research). Tato síť se rozšířila po celém světě (ILTER – International LTER). V roce 1996 do ní vstoupila (pod patronací komitétu MAB) také síť 7 míst v České Republice – jedno místo je čistě “vodní” – nádrže v povodí horní Vltavy (Slapy a Římov, pravidelně sledované od 1959 a 1979). Šumava (ŠUNAP) je také zahrnuta v této síti včetně dlouhodobě sledovaných jezer. ILTER je nyní podporován evropskými aktivitami EU – network ALTERnet, jehož je HBÚ členem.

Přehradní nádrže vzniklé lidskou činností jsou považovány často za umělé „technické“ systémy. Avšak údolní nádrže (u nás, ale také např. ve Španělsku, Brazílii, Číně) jsou sice člověkem vytvořeny, ale jejich řízení (hlavně s hlediska kvality vody) je možné jen omezeně a se znalostí přírodních procesů, které jsou obdobné jako v jezerech, pokud bereme v úvahu

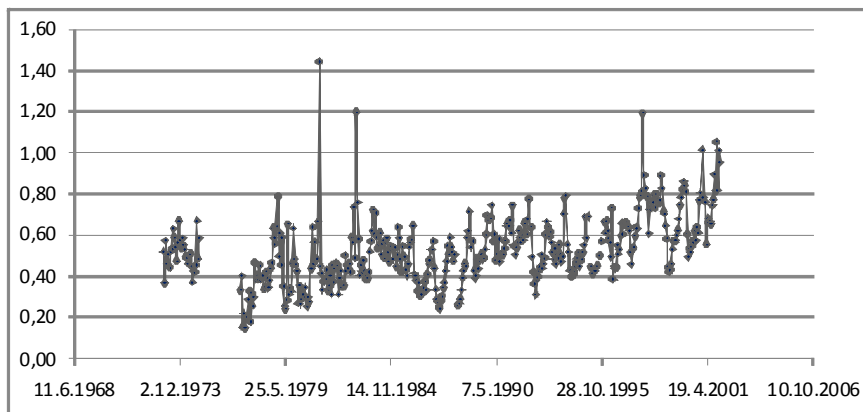
příslušné doby zdržení vody. Shody a rozdíly mezi přehradami a jezery diskutuje obsáhle Kalff (2002). Charakteristickým rysem údolních nádrží je doba zdržení vody, obvykle kratší než u jezer.

V současné době je za hlavní potenciální hrozbu pro vodní ekosystémy považován vliv změny klimatu a lidská činnost v povodí (land-use changes). Změna klimatu působí i na povodí, čímž se vliv na vodní ekosystémy zesiluje. Navíc může vyvolat změny lidské činnosti v povodí a tím opět působit synergicky na vodní nádrže.

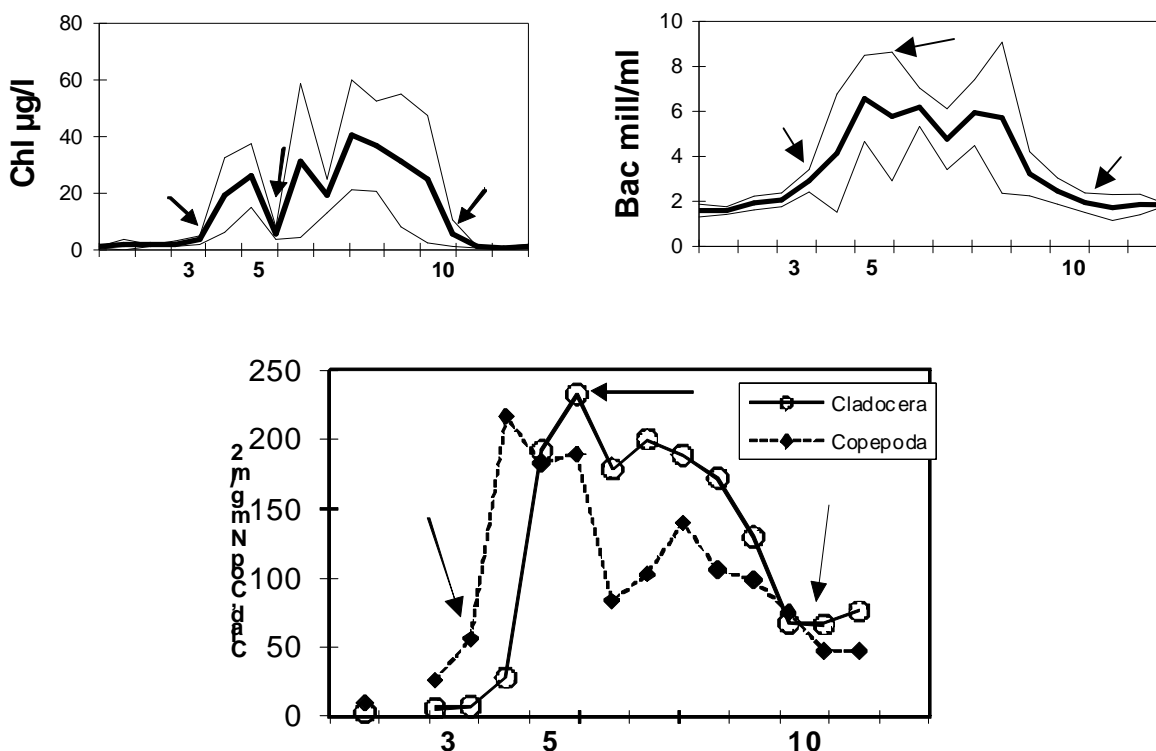
Jako příklad dlouhodobých změn ve Slapské nádrži v souvislosti se změnami v povodí uvádím dlouhodobé trendy koncentrace dusičnanů v souvislosti se vzrůstem hnojení v povodí (Procházková a Blažka, 1989). Po roce 1989 se snížením emisí i hnojení došlo nejen k ozdravení šumavských okyselených jezer (Vrba a spol., 2003), ale i k zastavení růstu koncentrací dusičnanů i síranů a chloridů ve Slapské nádrži ale zároveň ke zvýšení poměru aniontů slabých kyselin k poměru aniontů kyselin silných a ke změně vodivosti, alkality a pH (obr. 1 a 2).



Obr.1 Dlouhodobé změny koncentrace dusičnanů ve Slapské nádrži (data jako odchylky od průměru, trend po odečtení vlivu sezónních změn, remainder – nevysvětlené odchylky). Zpracování M. Bredemeier (ALTERnet, Univerzita Goettingen).



Obr.2 Dlouhodobé změny poměru (ekvivalentů) aniontů slabých kyselin (uhličitany a hydrogenuhličitany) k aniontům silných kyselin (dusičnany, sírany a chloridy).



Obr.3 Průměrné sezónní změny ve Slapské nádrži: chlorofyl, bakterie, perloočky a buchanky.

Druhý příklad uvádí možnost sledování vlivu klimatu na sezónní změny pelagického společenstva ve Slapské nádrži. Průměrné sezónní změny byly zkonstruovány jako průměry z desetiletého sledování a označeny body, které charakterizují začátek jarního nástupu fytoplanktonu, období čiré vody a konec letního rozvoje fytoplanktonu. Jarní nástup je ovlivněn počasím daného roku a závisí na předchozí zimě (North Atlantic Oscillation Index). Další rozvoj pelagického společenstva je postupně dale ovlivňován. Sezónní změny a jejich

ovlivnění se liší ve Slapské a Římovské nádrži, pravděpodobně v závislosti na zimní ledové pokrývce (jen na Římově) a době zdržení.

Literatura

George DG, Jones JG, Punčochář P., Reynolds CS, Sutcliffe DW (Eds): Management of lakes and reservoirs during global climate change. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/Boston/London 1995, NATO ASI Series 2, Vol. 42, 323pp.

Kalff, J, 2002: Limnology: inland water ecosystems. Prentice-Hall Inc., Upper Saddle River, New Jersey, 592pp.

Kopáček J., Hejzlar J., Stuchlík E., Fott J., Veselý J., 1998: Reversibility of acidification of mountain lakes after reduction in nitrogen and sulphur emissions in central Europe. *Limnology & Oceanography* 43: 357-361.

Kozhova OM, Izmet'eva LR (Eds): Lake Baikal. evolution and biodiversity. Backhuys Publishers, Leyden 1998, 446pp.

Magnuson JJ, Kratz TK, Benson BJ (Eds): Long-term dynamics of lakes in the landscape. Long-term ecological research on North temperate lakes. Oxford University Press 2006, 400pp.

Procházková L. a Blažka P., 1989: Ionic composition of reservoir water in Bohemia: Long-term trends and relationships. *Archiv f. Hydrobiologie, Beih.* 33: 323-330.

Tátrai IA, Istvánovics VB, Tóth L-G, Kóbor IC, 2008: Management measures and long-term water quality changes in Lake Balaton (Hungary). *Fundamental and Applied Limnology* 172: 1-11.

Vrba J., Kopáček J., Fott J., Kohout, L., Nedbalová L., Pražáková M., Soldán T., Schaumburg J., 2003: Long-term studies (1871-2000) on acidification and recovery of lakes in the Bohemian Forest (central Europe). *The Science of the Total Environment* 310:72-85.

SPOLEČENSTVA MAKROZOOBENTOSU V ODTOCÍCH Z JEZER ČERTOVO A LAKA NA ŠUMAVĚ - ZMĚNY V PODÉLNÉM GRADIENTU VLIVEM MĚNÍCÍHO SE CHEMISMU VODY

Svobodová, J.¹ a Matěna, J.²

¹Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká fakulta, Branišovská 31, 37005 České Budějovice

²Biologické centrum AV ČR, Hydrobiologický ústav, Na Sádkách 7, 37005 České Budějovice

Práce je zaměřená na studium sledování změn složení společenstev makrozoobentosu v jezerních potocích na Šumavě – odtoky z jezer Čertovo a Laka (dále v textu označovány zkratkami ČT a LA). Obě jezera byla v osmdesátých letech minulého století různou měrou zasažena atmosferickou acidifikací – Čertovo jezero bylo nejvíce acidifikovaným jezerem, naopak Laka nejméně acidifikovaným. Důsledkem acidifikace bylo mj. ochuzení biodiverzity bentosu a vymizení pstruha obecného (*Salmo trutta*). V odtocích z jezer dochází v podélném gradientu ke změnám chemizmu vody – například ke vzrůstu hodnot pH, snižování koncentrace hliníku. V důsledku těchto změn dochází i ke změnám v oživení potoků. V průběhu sezóny 2007 byla v podélném profilu obou potoků zvolena čtyři odběrová místa zhruba po 700 metrech a bentos byl odebrán semikvantitativně „kicking“ metodou. Ukázalo se, že obecně je makrozoobentos odtoku LA druhově bohatší než ČT. Zatímco v odtoku ČT se počet čeledí chrostíků pohyboval mezi pěti až sedmi a nedocházelo k výraznému nárůstu v podélném gradientu, v LA byl zaznamenán vyšší počet čeledí na každé další lokalitě – u výtoku z jezera byly zjištěny čtyři čeledě chrostíků, na čtvrté lokalitě jedenáct. Celkem v celém podélném profilu bylo na ČT zaznamenáno 21 druhů, na LA 32 druhů. V ČT vůbec nebyli objeveni zástupci čeledí Odontoceridae, Sericostomatidae, Apataniidae, Goeridae, Hydropsychidae a Philopotamidae. Z podčeledi Drusinae se zástupci začali objevovat až na odběrovém profilu ve vzdálenosti 1,4 km od výtoku z jezera. Ostatní skupiny makrozoobentosu jsou zatím ještě vyhodnocovány.

Bentos je potravou pstruha obecného (*Salmo trutta*) a úzce souvisí s otázkou možného přirozeného návratu pstruha do jezerních ekosystémů. Výstupem práce je rovněž seznam druhů na zkoumaných lokalitách, který poslouží při dalším vyhodnocování míry zotavování oblasti z acidifikace.

Klíčová slova: acidifikace, Trichoptera, bentos, potoky, podélný gradient

VLIV MANAGEMENTOVÝCH ZÁSAHŮ NA VÝVOJ SPOLEČENSTVA VODNÍCH BEZOBRATLÝCH V RYBNÍCÍCH

Sychra, J.

Ústav botaniky a zoologie PřF MU, Kotlářská 2, 611 37 Brno, e-mail: dubovec@seznam.cz

V rámci rybničního hospodaření je v určitých případech nutné přistoupit k zásadnějším managementovým zásahům, které pomáhají udržet rybník v podmínkách příznivých pro plnění jeho funkcí. Mezi tzv. meliorační zásahy patří mimo jiné letnění a odbahňování rybníků. Tato razantní opatření silně ovlivňují nejen charakter vodního tělesa v následujících sezonách, ale mají silný vliv i na vývoj společenstev mokřadních organismů.

Letnění je v rybníkářské praxi používáno pro obnovu „zestárlých“ rybníků. Jeho hlavním účelem je zlepšit fyzikální a chemické vlastnosti dna jeho důkladným prokysličením, které umožní rozklad nežádoucích látek a ničí parazity i původce rybích nemocí. Co se týče vodních bezobratlých, přináší letnění především výraznou redukci jejich počtu a zřejmě i druhové diverzity, která je následována sukcesí v navazujících sezonách. Průběh této sukcese může být poměrně rychlý a především díky zatopení vegetace, která během letnění vyrostla na obnažených dnech, může dojít k rychlému namnožení některých skupin bezobratlých. To potvrzují četné literární prameny i výzkum rybníka Nesyt v sezoně po jeho letnění v roce 2008, kdy byla zjištěna několikanásobně vyšší denzita máloštětinatých červů ve srovnání s předešlými roky. Rovněž sukcese společenstva fytofilních bezobratlých v rybničním litorálu je v sezoně po letnění velmi rychlou záležitostí. Do hry zde samozřejmě vstupuje více různých faktorů, které mohou mít na bezobratlé v tomto období zásadní vliv, jako je intenzita rybničního hospodaření (především velikost rybí obsádky) a rychlost sukcese mokřadní vegetace.

Razantnějším úkonem, ke kterému se přistupuje na lokalitách s vysokým potenciálem ukládání sedimentů, je odbahňování rybníků. Jeho důsledkem není jen odstranění přebytečného bahna, ale i snížení procesu eutrofizace a celkové „ozdravení“ vodního ekosystému. Dopad na společenstva vodních bezobratlých je však především v prvních sezonách po zásahu převážně negativní. S odstraněním sedimentů může např. dojít k odstranění různých životních stádií bentických organismů (např. pijavice, kokony červů a pod.). Sledování sukcese společenstva vodních bezobratlých v litorálech rybníka Štěpánek na Českomoravské Vysočině ukázalo, že po odbahnění došlo k redukci početnosti jednotlivých taxonů i k ochuzení jejich celkové diverzity. V dalších letech se pak toto společenstvo vyvíjelo v závislosti na aktuálních podmínkách na lokalitě, kdy zásadní roli zjevně hrál rozvoj vegetace, jejíž sukcese byla vlivem vysokých obsádek a vysoké vodní hladiny v prvních letech po odbahnění značně pomalá. Po pěti letech sledování lze na této lokalitě rovněž sledovat posun v taxonomickém složení společenstva litorálních rostlin i litorálních vodních bezobratlých.

Souhrnně lze říci, že rybniční fauna bezobratlých živočichů disponuje četnými mechanismy, které jim umožňují rychle znovuosídlovat lokality po výraznějším managementových zásazích. U permanentní fauny (máloštětinatí červi, měkkýši a další) jsou to především klidová stadia a schopnost šíření přenosem vodními ptáky a dalšími obratlovci. U temporární fauny (vodní hmyz a jeho larvy) spočívají především v pohyblivosti dospělců a rychlých životních cyklech. Tyto mechanismy jsou pro vodní bezobratlé zásadní pro to, aby mohly

dlouhodobě přežívat v podmínkách rybníčních ekosystémů. Fyzikální, chemické i biotické parametry rybníků se totiž mohou v závislosti na způsobu hospodaření výrazně měnit sezonu od sezony. Vodní bezobratlí zde jsou proto velmi často vystavení nestálým a rychle se měnícím podmínkám, na které musí být přizpůsobeni.

FAUNISTIKA A HODNOTENIE EKOLOGICKÉHO STAVU VYBRANÝCH TOKOV POVODIA POPRAD Z HĽADISKA BENTICKÝCH BEZSTAVOVCOV

Ščerbáková, S., Mišíková Elexová, E., Lešákova, M. a Haviar, M.

Výskumný ústav vodného hospodárstva, Nábr. arm. gen. L. Svobodu 5, 812 49 Bratislava
scerbakova@vuvh.sk, elexova@vuvh.sk, haviar@vuvh.sk, lestakova@vuvh.sk

Rieka Dunajec, s najväčším slovenským prítokom, riekou Poprad, odvodňuje len cca. 4 % plochy Slovenskej republiky, no ako jediná odvádza vody z tohto územia do Baltického mora. Rozdiel medzi maximálnou a minimálnou nadmorskou výškou v povodí Popradu je až 2 276 m, čo je najvyššia hodnota na Slovensku a poukazuje na zmeny charakteru tokov z vysokohorských na podhorské. Napriek tejto výnimočnosti, z hľadiska komplexného výskumu makrozoobentosu nebola tečúcim vodám venovaná dostatočná pozornosť v porovnaní s tatranskými plesami, nachádzajúcimi sa v tomto povodí. Pre účely hodnotenia „ekologického stavu“ tokov (ES) v zmysle „Rámцovej smernice pre vodu“ (Directive 2000/60/EC) sa v roku 2003 na Slovensku začali sledovať spoločenstvá bentických bezstavovcov, ako významného prvku kvality, na vybraných „referenčných lokalitách“ (RL). Okrem týchto antropicky minimálne ovplyvnených lokalít sa ich spoločenstvá ďalej sledujú v rámci hodnotenia ES na lokalitách národnej monitorovacej siete (ML). Z povodia rieky Poprad bolo v rokoch 2003 - 2005 sledovaných 5 referenčných lokalít (Poprad-Mengusovce, Slavkovský potok-Tatranské Zruby, Studený potok-Tatranská Lesná, Biela-Monkova dolina, Jakubianka-Jakubany). V rámci národnej monitorovacej siete boli v období 2003-2006 sledované 3 ML (Poprad-nad Mlynicou, Poprad-pod Svitom, Poprad-Veľká Lomnica). Z hľadiska hodnotenia ES tokov na uvedených lokalitách v zmysle najnovších postupov (Metodika, 2007, Mišíková Elexová a kol., 2009) sa ich kvalita s pribúdajúcim antropickým tlakom pozdĺž tokov menila od veľmi dobrého po zlý – 1. až 4. trieda kvality (RL - veľmi dobrý až dobrý, ML - dobrý až zlý).

Meniacu sa kvalitu tokov potvrdzuje aj taxonomické zloženie bentických bezstavovcov. Na RL boli zaznamenané hlavne čistomilné, krenálové až ritrálové druhy ako *Crenobia alpina*, *Ancylus fluviatilis*, *Propappus volki*, *Haplotaxis gordioides*, *Eiseniella tetraedra*, *Stylodrilus heringianus*, *Gammarus balcanicus*, *G. fossarum*, *Baetis alpinus*, *B. muticus*, *Leuctra armata*, *Isoperla buresi*, *Brachyptera seticornis*, *Perlodes microcephalus*, *Rhyacophila cf. dorsalis*, *R. tristis*, *Ecclisopteryx dalegarlica*, *Diamesa sp.*, *Pseudodiamesa branickii*, *Eukiefferiella gracei gr.*, *E. devonica gr.*, *Orthocladius frigidus*, *O. rivicola*, *Tvetenia calvescens*, *Simulium variegatum*. Na ML sa vo väčšej miere vyskytovali aj euryekné druhy, charakteristické pre nižšie časti ritrálu až potamál, znášajúce podmienky znečistenia až v 3. a 4. triede kvality. Bol tu zaznamenaný výskyt *Dugesia gonocephala*, *Rhyacodrilus coccineus*, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *L. claparedeianus*, *L. udekemianus*, *Lumbriculus variegatus*, *Erpobdella octoculata*, *E. vilnensis*, *Asellus aquaticus*, *Baetis fuscatus*, *B. rhodani*, *B. scambus*, *Leuctra hippopus*, *L. major*, *L. inermis*, *Isoperla oxylepis*, *Hydropsyche pellucidula*, *H. incognita*, *H. instabilis*, *Potthastia longimana*, *Prodiamesa olivacea*, *Cricotopus bicinctus gr.*, *C. tremulus gr.*, *Orthocladius rubicundus*, *Paratrachocladius rufiventris*, *Polypedilum sp.*, *Micropsectra sp.* Opakovane bol zaznamenaný nový výskyt mnohých taxónov v povodí rieky Poprad v porovnaní s posledným publikovaným súpisom (Šporka (ed.), 2003).

Literatúra

Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October establishing a framework for Community action in the field of water policy.

Metodika, 2007: Metodika pre odvodenie referenčných podmienok a klasifikačných schém pre hodnotenie ekologického stavu vôd. MŽP SR (SHMÚ, ÚZ SAV, VÚVH, SAŽP), Bratislava, 288 s., prílohy; www.vuvh.sk/rsv.

Mišíková Elexová, E., Haviar, M., Lešťáková, M., 2009. Dopracovanie metodiky stanovenia ekologického stavu vôd podľa bentických bezstavovcov. Záverečná správa. VÚVH Bratislava.

Šporka, F. (Ed.), 2003. Vodné bezstavovce (makrovertebrata) Slovenska, súpis druhov a autekologické charakteristiky. Slovenský hydrometeorologický ústav, Bratislava, 590 p.

***EUDIAPTOMUS GRACILIS* - HERBIVOR I LOVEC VÍŘNÍKŮ**

Šorf, M. a Brandl, Z.

Přírodovědecká fakulta Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích, katedra biologie ekosystémů, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice; zbrandl@prf.jcu.cz@prf.jcu.cz

Zkoumali jsem potenciální všežravost běžného planktonního druhu vznášivek, *Eudiaptomus gracilis*, jednak analysou zažívacích traktů a jednak v laboratorních testech vybraných životních parametrů za podmínek tří různých diet, krmení buď 1) kulturou řasy *Chlamydomonas* nebo 2) frakcí přírodního planktonu < 40 µm nebo 3) frakcí přírodního planktonu 40-160 µm. Jedinci krmení druhou dietou produkovali více vajíček ve snůškách (v průměru 15-16) a více vajíček celkem od jedné samičky (62) než jedinci krmení prvou (7-8 vajíček ve snůšce, 27 celkem) nebo třetí dietou (13 vajíček ve snůšce a 34-35 celkem). Průměrná délka života byla po řadě na prvé až třetí dietě 51, 53-54 a 45 dní. Průměrný počet snůšek byl pro diety prvou až třetí 3, 4 a 2.

Analysami zažívacích traktů se nám podařilo potvrdit zbytky vířníka *Brachionus angularis* v zažívacím traktu vznášivek *Eudiaptomus gracilis*. Tyto výsledky potvrzují, že vznášivka *Eudiaptomus gracilis* je schopna ulovit a sežrat vířníky jako složku své potravy a že potenciální omnivorie má pozitivní efekt na životní parametry této vznášivky.

AKTUÁLNÍ VÝSKYT NEPŮVODNÍCH DRUHŮ BEZOBRATLÝCH ŽIVOČICHŮ V OBLASTI POVODÍ LABE.

Špaček, J., Koza, V. a Havlíček, V.

Povodí Labe, státní podnik, Víta Nejedlého 951, Hradec Králové, 503 41.

Úvod

Problém výskytu nepůvodních druhů živočichů je rok od roku závažnější. Oblast vod není výjimkou. Tato prezentace přináší informace o výskytu nepůvodních druhů v oblasti povodí Labe. Výsledky pocházejí ze sledování a monitoringu prováděného pracovníky státního podniku Povodí Labe v letech 2004 – 2008.

Seznam druhů

Obecné informace o níže zmíněných druzích, bionomii, způsobu šíření, místě původu jsou přehledně shrnuty v publikaci : Mlíkovský J. a Stýblo P. (eds.) 2006: Nepůvodní druhy fauny a flóry České Republiky. V textu uvádíme pouze doplňující informace z vlastního pozorování.

Hirudinea

Caspiobdella fadejewi (Epshtein, 1961)– druh zaznamenán na 5 lokalitách, pravděpodobně více rozšířený.

Molusca

Corbicula fluminea (O.F.Muller, 1774)– výskyt v Labi od hranic po Oseček. Na vhodných lokalitách masově.

Dreissena polymorpha (Pallas, 1771)– běžný ve středních a velkých tocích, pískovných a nádržích.

Ferrissia clessiniana (Jickeli, 1882) – v dolním a středním Labi a starších pískovných především na listech *Nuphar luteus*.

Menetus dilatatus (Gould, 1841)– nalezen pouze v Labi a Hatšském potoce.

Potamopyrgus antipodarum (Gray, 1843) – masově v dolním Labi a menších tocích ve středních Čechách.

Physella acuta (Draparnaud, 1805)– hojně až masově v klidně tekoucích a stojatých vodách.

Tricladida

Dugesia tigrina (Girard, 1850) – výskyt v Labi po Hořenice a ve starších pískovných.

Crustacea

Dikerogammarus villosus (Sowinsky, 1894) – od hranic po oblast Obříství. Často masově.

Hemimysis anomala (Sars, 1907) – v Labi oblasti Jiřic a Liběchova

Orconectes limosus (Rafinesque, 1817) – v tekoucích vodách. Hlavní oblast výskytu v Labi. Často introdukovan rybařskou veřejností do lokalit často velmi vzdálených od Labe.

Proasellus coxalis (Dollfus, 1892) – nesouvislý areál v různých typech vod.

Bryozoa

Pectinatella magnifica Leidy, 1851 – doložena v úseku Děčín – Oseček. Nejhojněji v oblasti Mělníka.

Plecoptera

Leuctra geniculata (Stephens, 1836) - nalezena v Děčíně.

Závěr

V letech 2004 - 2008 bylo v oblasti povodí Labe zaznamenáno 14 druhů nepůvodních vodních bezobratlých, převážně měkkýšů a koryšů s pravidelným výskytem. Nepůvodnost druhů *Leuctra geniculata* a *Proasellus coxalis* může být diskutabilní. Dále byli nalezeni dva, pro Českou republiku nové, druhy koryšů *Jaera istri* a *Athyaephyra desmarestii* (STRAKA a ŠPAČEK, in print) Druh *Eriocheir sinensis*, z Labe uváděný, nebyl zaznamenán.

FAUNA MÁLOŠTETINAVCOV POPRADSKÉHO A ŠTRBSKÉHO PLESA POČAS 80 ROČNÉHO OBDOBIA

Šporka, F.

*Ústav zoológie, Slovenská akadémia vied, Dúbravská cesta 9, 845 06 Bratislava
email: ferdinand.sporka@savba.sk*

Úvod

K najviac antropicky ovplyvneným plesám na slovenskej strane Vysokých Tatier patria Popradské a Štrbské pleso. Prvé z nich leží v nadmorskej výške 1493 m n.m. v hornej hranice lesa. Už od roku 1884 bola na plese vybudovaná chata s celoročnou prevádzkou, aj keď došlo viackrát buď k jej vypáleniu resp. prebudovaniu. V súčasnosti sa tu nachádza horský hotel. Odpadové vody z hotela až do roku 1990 boli predčisťované vo vybudovanej čističke a následne vypúšťané do plesa. Vzhľadom na nedostatočnú účinnosť čističky odpadové vody boli od roku vedené potrubím položeným do plesa s vyústením do odtoku.

Cieľom príspevku je posúdiť zmeny fauny máloštetinavcov od 40 rokov minulého storočia až po súčasnosť. Najstaršími kvantitatívnymi údajmi, ktorými sme disponovali boli od Hrabého (1939, 1942) pochádzajúce z jeho výskumov v rokoch 1932 a 1938, potom mojimi nepublikovanými zbermi v rokoch 1974, 1984, 1986, 1989 a súčasnými zbermi z rokov 2007-2008.

Opis lokalít

Popradské pleso patrí k plesám z prítokom, ktorým je Ľadový (Zlomiskový) potok a z odtokom, ktorým je potok Krupá. Krupá po sútoku s Hincovým potokom dáva vznik rieky Poprad. Koncentrácia kyslíka dne plesa ako zistil Tomajka (Ertl et al. 1985) dosahuje v období bez zámruzu 3,8 – 9,5 mg.l⁻¹. V dobe zámruzu 22.2.1984 sa na dne plesa nameralo 1,6 mg.l⁻¹ O₂.

Nižšie položené Štrbské pleso 1347 m n.m. ležiace rovnako v pásme lesa je situované v obci s rovnomenným názvom, pričom z južnej strany sú vybudovaný komplex liečebných domov. Na rozdiel od Popradského plesa patrí k bezodtokovým plesám bez povrchového prítoku. Podľa Hrabého (1942) Štrbské pleso patrí k dystrofným jazerám typu II. S kyslíkovými pomermi podobnými ako v oligotrofných jazerách. Keďže však na plese sa vykonával už pred druhou svetovou vojnou odchov kanadského pstruha, zákonite muselo dochádzať k jeho eutrofizácii aj z toho zdroja. Holčík, Nagy (1986) vzhľadom na jeho prítomnosť pstruha potočného, ktorý v dystrofných jazerách nežije ho zaraďujú skôr k pôvodne oligotrofným jazerám, avšak vzhľadom na jeho eutrofizáciu v sledovaných rokoch na medzistupeň medzi oligo a mezotrofnými jazerami. V 90 rokoch minulého storočia, na rozdiel od konštatovania Hrabého (1942) boli na jeseň na dne zisteného nulové koncentrácie kyslíka (14,9,1981, 11,10,1982, 10,9,1984 a 6,10,1984). V zimnom období kyslík ak keď v nízkej koncentrácii nameraný bol 2,0 mg.l⁻¹ (23.3.1983) resp. 2,4mg .l⁻¹ (21.2.1984).

Materiál a metodika

Zbery sedimentov z oboch plies boli odoberané drapákom typu Ekman-Birge a vyzdvihnutý materiál bol premývaný cez sito s rozmermi ôk (0,5 mm). Z litorálnej časti boli kvalitatívne

vzorky odoberané ručnou sieťkou (kick net) a rovnako premyté cez sito s rozmermi ôk 0,5mm. Kvantitatívne vzorky boli prepočítané na konečnú plochu 1 m². Vzhľadom na porovnanie s Hraběho zbermi sme boli nútený spriemerovať zbery z rôznych hĺbok na jednu priemernú vzorku, pričom sme zachovali plochu 1m². Oligochaeta boli determinované na základe zhotovených trvalých preparátov väčšinou na druhovú úroveň. Z dôvodu posúdenia zmien sme použili index I_{PA} navrhnutý Probstom (1987). Ním navrhnutý index stanovuje trofický stav sedimentov v jazere, pričom bol aplikovaný pre posúdenie zmien Bodamského jazera. Tento pre svoj výpočet index vychádza z abundancie jednotlivých druhov máloštetinavcov zaradených do troch skupín od oligotrofných druhov cez mezotrofné až po eutrofné druhy.

Výpočet indexu I_{PA}:

$$I_{PA} = (2P_2 + 3P_3 + 1) \cdot A \cdot 10^{-5}$$

P_n = % podiel indikačnej skupiny n

A = celková abundancia máloštetinavcov m⁻² (živočíchov väčších ako Δ1 mm)

P₁ = je integrované do výpočtu cez rovnicu

$$P_1 + P_2 + P_3 = 100\%$$

P₁ skupina – oligotrofné druhy

Stylodrilus heringianus

Trichodrilus moravicus

Trichodrilus tatrensis

Haplotaxis gordioides

Tubifex montanus

Cernosvitoviella sp.

Cognettia sp.

Mesenchytraeus armatus

Tatriella slovenica

P₂ skupina – mezotrofné druhy

Spirosperma ferox

P₃ skupina – eutrofné druhy

Aulodrilus pluriseta

Limnodrilus hoffmeisteri

Lumbriculus variegatus

Slavina appendiculata

Tubifex tubifex

Tubifex ignotus

Výsledky a diskusia

V porovnaní s rokmi 1932 a 1938, kedy Hrabě (1939) zistil v Popradskom plese 8 taxónov máloštetinavcov, v rokoch 1976-1989 sme zistili 12 taxónov, v rokoch 2007 -2008 13 taxónov (tab. 1). Najvyššia denzitu dosahovali druhy *Tubifex tubifex* a *Spirosperma ferox*. V rokoch 1976-1989 ich denzita presahovala 2000 ind.m⁻², zatiaľ čo v 40. rokoch minulého storočia ako aj v súčasnosti početnosť druhu *Tubifex tubifex* bola podstatne nižšia.

Index I_{PA} vykazoval od roku 1932 až do roku 1989 rovnaké hodnoty v súčasnosti bol zaznamenaný evidentný pokles (tab. 1).

Tab.1. Druhové zloženie máloštetinavcov Popradského plesa a hodnoty indexu I_{PA}

taxón	Hrabě	Šporka	Šporka
	(1932; 1938)	1976- 1989	2006- 20078
<i>Nais variabilis</i> Piguët, 1906	*	*	*
<i>Slavina appendiculata</i> (D'Udekem, 1855)		*	
<i>Aulodrilus plurisetus</i> (Piguët, 1906)	*	*	*
<i>Spirosperma ferox</i> Eisen, 1879	*	*	*
<i>Tubifex tubifex</i> (O. F. Müller, 1774)	*	*	*
<i>Stylodrilus heringianus</i> Claparède, 1862	*	*	*
<i>Lumbriculus variegatus</i> (O. F. Müller, 1774)	*	*	*
<i>Tatriella slovenica</i> Hrabě, 1936	*	*	*
<i>Cernosvitoviella atrata</i> (Bretscher, 1903)		*	*
<i>Fridericia</i> sp.			*
<i>Mesenchytraeus armatus</i> (Levinsen, 1884)		*	*
<i>Cognettia sphagnetorum</i> (Vejdovský, 1877)		*	*
Enchytraeidae g.sp.			*
<i>Haplotaxis gordioides</i> (Hartmann, 1821)	*	*	
<i>Eiseniella tetraedra</i> (Savigny, 1826)			*
počet taxónov	8	12	13
Index I _{PA}	4,98	4,97	1,47

V Štrbskom plese v porovnaní s rokmi 1932 a 1938, kedy Hrabě (1939) zistil 5 taxónov, sme zistili v rokoch 1981-1989 9 taxónov a v rokoch 2006-2007 12 taxónov (tab. 2). V období rokov 1981-1989 pri viacerých odberoch už z hĺbok 2-5 m ale najmä opakovane z hĺbok 12-15 m neboli zistené máloštetinavce, rovnako neboli zistené máloštetinavce zo vzoriek odobratých spod ľadu z hĺbok 17-18 m (marec 1983) a február (1984).

Index I_{PA} vykazoval v porovnaní s rokom 1932 ako v rokoch 1981-89 tak aj v súčasnosti dvojnásobný nárast hodnôt (tab. 2).

Tab.2 Druhové zloženie máloštetinavcov Štrbského plesa a hodnoty indexu I_{PA}

taxón	Hrabě	Šporka	Šporka
	(1939, 1942)	1981- 1989	2006- 2007
<i>Chaetogaster diaphanus</i> (Gruithuisen, 1828)			*
<i>Nais variabilis</i> Piguet, 1906	*		*
<i>Nais pseudobtusa</i> Piguet, 1906			*
<i>Nais simplex</i> Piguet, 1906			*
<i>Nais sp.</i>		*	
<i>Ripistes parasita</i> (Schmidt, 1847)		*	*
<i>Slavina appendiculata</i> (D'Udekem, 1855)		*	*
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> Claparède, 1862		*	*
<i>Tubifex tubifex</i> (O. F. Müller, 1774)	*	*	*
<i>Tubifex ignotus</i> (Štolc, 1886)	*	*	*
<i>Spirosperma ferox</i> Eisen, 1879			*
<i>Stylodrilus heringianus</i> Claparède, 1862	*	*	
<i>Lumbriculus variegatus</i> (O. F. Müller, 1774)	*	*	*
<i>Cognettia sphagnetorum</i> (Vejdovský, 1877)		*	
Enchytraeidae g.sp.			*
počet taxónov	5	9	12
Index I_{PA}	0,14	0,34	0,36

Záver

- V obidvoch plesách bol pozorovaný nárast počtu zistených taxónov, taxóny zistené v 40. rokoch minulého storočia boli prítomné aj v súčasnosti.
- Odvedenie vyústenia vôd z ČOV do odtoku z Popradského plesa sa prejavilo pozitívne na faune máloštetinavcov na čo poukazujú aj hodnoty I_{PA} indexu
- Na negatívne zmeny v oživení dna Štrbského plesa poukazuje prítomnosť druhu *Limnodrilus hoffmeisteri*, ktorý v 40. rokoch minulého storočia zistený nebol, ako aj dvojnásobne vyššie hodnoty I_{PA} indexu.

Pod'akovanie

Práca vznikla vďaka podpore Grantu VEGA č. 1/4334/07.

Literatúra

Ertl, M., Vranovský, M., Nagy, Š., Kováčik, L., Šporka, F., Tomajka, J. & Holčík, J. 1985. Hydrocenózy jazier Tatranského národného parku. Závěrečná správa čiastkovej úlohy. 111 s.

Holčík, J. & Nagy, Š. 1986. Ichtyofauna Štrbského plesa, I. Druhové zloženie. Zborník prác a Tatranskom národnom parku. 27: 5-24.

Hrabě, S., 1939. Vodní Oligochaeta z Vysokých Tater, Věst. čs. Společ. zool. 6/7: 209-236.

Hrabě, S., 1942. O bentické zvířene jizer ve Vysokých Tatrách, Physiographica Slovaca 124-177.

POROVNANIE SPOLOČENSTIEV ROZSIEVOK TATRANSKÝCH PLIES V OBDOBÍ PRED INDUSTRIALIZÁCIOU A V SÚČASNOSTI

Štefková, E.

Ústav zoológie SAV, Dúbravská cesta 9, 845 06 Bratislava, Slovenská republika
e-mail: elena.stefkova@savba.sk

Vzdialené horské jazerá, zväčša situované nad hranicou lesa, neovplyvňované priamo ľudskou činnosťou, sa považujú za vynikajúce indikátory environmentálnych zmien, keďže sú priamo ovplyvňované atmosférickým znečisťovaním a klimatickými zmenami. Sú to najcitlivejšie vodné ekosystémy. Sedimenty jazier obsahujú veľké množstvo informácií, ktoré umožňujú vysvetlenie krátkodobej aj dlhodobej variability environmentálnych podmienok a z toho vyplývajúcich zmien kvality vody jazier vplyvom meniaceho sa životného prostredia. Jednými z organizmov, ktoré sú dobre zachované v sedimentoch, sú aj rozsievky (Bacillariophyceae), ktoré poskytujú dôležité ekologické informácie o podmienkach, aké boli v jazerách v minulosti.

V rámci medzinárodného projektu EMERGE sa v roku 2000 odobrali krátke sedimentačné stĺpce (cca 15 – 17 cm) z 22 plies Vysokých Tatier. Vybrané plesá sa líšili nadmorskou výškou (1579 – 2145 m n.m.), plochou (0,1 – 20,1 ha), hĺbkou (2,4 – 54 m), ako aj hodnotami pH (4,92 – 7,21). Vzorky sedimentu z povrchovej vrstvy 0,5 cm a spodnej časti odobratého sedimentu (15 – 17 cm) sa okrem iných analýz použili aj na štúdium rozsievok. Spodná vrstva sa na základe neprítomnosti uhlíkatých častíc (SCP) považovala za staršiu ako cca rok 1850 (Rose, 2001), t.j. obdobie pred industrializáciou.

Cieľom tohto príspevku je porovnanie spoločenstiev rozsievok a rekonštruovaného pH na základe druhového zloženia a početnosti rozsievok v sedimentoch vybraných jazier Vysokých Tatier v období pred industrializáciou (pred rokom 1850) a v súčasnosti.

Metodika

Z odobratého sedimentu boli štandardnou metodikou (Renberg, 1990) pripravené rozsievkové preparáty z povrchovej vrstvy sedimentu a z hĺbky 15-17 cm. Z každej vzorky sa spočítalo min. 500 schránok rozsievok (Battarbee, 1984). Na základe prítomnosti a početnosti rozsievok zachovaných v sedimentoch z obdobia pred industrializáciou a v súčasnosti boli rekonštruované hodnoty pH jazier (Clarke et al., 2005). V roku 2000 sa súčasne s odberom sedimentačných stĺpcov odobrala aj voda z jednotlivých plies na chemické analýzy (výsledky meraní pH – Tab. 1). Na porovnanie druhového zloženia spoločenstiev rozsievok bola použitá klastrová analýza.

Výsledky

V spodných častiach sedimentu sa zistilo celkovo 126 taxónov rozsievok, povrchový sediment bol bohatší – 144 taxónov. V jazerách s nižším pH sa zaznamenal nižší počet druhov rozsievok.

V období pred rokom 1850 sa rekonštruované pH vybraných jazier pohybovalo v rozpätí 4,58 – 7,01. Najnižšie pH bolo v Starolesnianskom a Slavkovskom plese, najvyššie v Nižnom Jamníckom a Vyšnom Temnosmrečinskom plese. Podobný stav vykazovali rekonštruované hodnoty pH povrchových sedimentov, ich rozpätie pH bolo 5,22 – 7,37. Znovu najnižšie hodnoty sa zaznamenali v Starolesnianskom a Slavkovskom plese, hodnoty pH nad 7 boli iba v Nižnom Temnosmrečinskom plese. Pre porovnanie sú v tab. 1 uvedené hodnoty pH namerané v septembri roku 2000, ako aj hodnoty pH merané v rokoch 1984, 1993-94 (Stuchlík et al., 2006) a 2004 (Kopáček et al., 2006).

V spodných častiach sedimentov Starolesnianskeho a Slavkovského plesa bol dominantným oligotrofný druh *Aulacoseira distans*, ktorý dosahoval podiel 74% (Starolesnianske) a 65% (Slavkovské) z celkového počtu schránok rozsievok. V ostatných plesách ich zastúpenie bolo výrazne nižšie, max. 23% v Prostrednom sivom. V povrchových vrstvách sedimentu jeho početné zastúpenie bolo podobné – v Starolesnianskom 61%, v Slavkovskom 78%. V povrchových sedimentoch sa nachádzal tento druh vo väčšine sledovaných plies, pričom najvyššie hodnoty, okrem dvoch spomínaných (Starolesnianske a Slavkovské) dosiahol vo Vyšnom Wahlenbergovom (38%), v Prostrednom sivom (31%) a v Hornom Roháčskom (22%).

Plesá, ktorých pH dosahovalo v spodných častiach sedimentu 5,3-6,6 (Horné Roháčske, Vyšné Wahlenbergove, Vyšné Žabie Bielovodské, Capie, Veľké Hincovo, Zelené Krivánske, Prostredné sivé), mali v spoločenstve rozsievok početnejšie zastúpené druhy rodu *Achnanthes*, najmä *A. curtissima*, *A. helvetica*, *Aulacoseira distans*, *Cyclotella stelligera*, *Navicula schmassmannii* a *Fragilaria brevistriata*. Výrazný podiel alkalifilných druhov rodu *Fragilaria* – *F. brevistrata*, *F. construens*, ale najmä *F. pinnata*, bol typický pre spodné časti sedimentov plies s hodnotami pH 5,9-7 (Nižné Jamnícke, Veľké žabie, Batizovské, Pusté, Ľadové, Vyšné Račkove, Žabie javorové, Vyšné Temnosmrečinské, Nižné Temnosmrečinské, Čierne pleso Kežmarské, Vyšné zbojnícke, Prostredné zbojnícke a Veľké Spišské).

Vyšší percentuálny podiel druhov rodu *Achnanthes* – *A. curtissima*, *A. helvetica*, *A. lacusvulcani*, *A. minutissima*, *A. subatomides* a *Aulacoseira distans* bol charakteristický pre povrchové sedimenty plies, ktorých pH bolo 5,8-6,7 (Horné Roháčske, Vyšné Wahlenbergove, Prostredné sivé, Capie, Veľké Spišské, Vyšné Žabie Bielovodské, Veľké žabie a Prostredné zbojnícke). Druhy rodu *Fragilaria* – najmä *F. brevistriata*, *F. pinnata*, *F. pseudoconstruens* tvorili významný podiel z celkovej abundancie v plesách s pH 6,3-7,2 (Nižné Jamnícke, Čierne pleso Kežmarské, Vyšné Račkove, Vyšné Temnosmrečinské, Zelené Krivánske, Veľké Hincovo, Ľadové, Batizovské, Žabie javorové, Pusté, Vyšné zbojnícke, Nižné Temnosmrečinské).

Druhovú zloženie spoločenstiev rozsievok spodných častí sedimentov v porovnaní s povrchovými časťami sa výrazne neodlišovalo. Menilo sa najmä percentuálne zastúpenie jednotlivých druhov v rámci plies. Podobne aj rozdiely hodnôt pH v období pred industrializáciou a v súčasnosti nepodliehali až takým výrazným zmenám. V súčasnosti dochádza k postupnému zvyšovaniu hodnôt pH väčšiny z týchto jazier. Plesá, ktoré sú v súčasnosti považované za acidifikované – Starolesnianske a Slavkovské – na základe rekonštruovaného pH z rozsievok, vykazovali nízke pH aj v období pred rokom 1850.

Pod'akovanie

Práca vznikla vďaka podpore Grantu VEGA č. 1/4334/07.

Tab.1. Rekonštruované a namerané hodnoty pH študovaných jazier
 15-17 cm a 0,5 cm – rekonštruované pH na základe rozsievok zo sedimentu
 * – namerané pH v roku 2000 pri odbere sedimentov (projekt EMERGE)
 ** – hodnoty pH v rokoch 1984 a 1993-94 (Stuchlík et al., 2006)
 *** – hodnoty pH v roku 2004 (Kopáček et al., 2006)

	15-17 cm	0,5 cm	2000 *	1984 **	1993-94 **	2004 ***
Horné Roháčske	5,70	5,61	6,45		6,1	6,84
Nižné Jamnícke	7,01	6,68	7,19		6,7	7,16
Vyšné Račkove	6,72	6,69	7,17		7,0	7,49
Zelené krivánske	6,54	6,36	6,70	6,7	6,5	7,00
Vyšné Wahlenbergovo	6,09	5,61	6,26	5,7	5,7	6,58
Nižné Temnosmrečinské	6,93	7,37	7,21	7,1	7,0	7,33
Capie	5,75	5,66	6,31	5,8	5,8	6,61
Vyšné Temnosmrečinské	7,01	6,88	7,19	7,0	7,3	7,35
Veľké Hincovo	6,81	6,98	6,85	6,9	6,8	6,89
Veľké Žabie	6,07	5,76	6,49	5,4	6,2	6,50
Vyšné Žabie bielovodské	6,10	6,01	6,58	6,3	6,3	6,64
Batizovské	6,24	6,22	6,33	6,1	5,8	6,43
Pusté	6,60	6,55	6,88	6,9	6,8	6,92
Vyšné zbojnícke	5,89	6,60	6,85	6,5		6,89
Prostredné zbojnícke	6,12	5,98	6,76	6,4	6,7	
Ladové	6,70	6,75	6,62	6,5	6,3	6,93
Starolesnianske	4,58	5,33	5,34	4,7	4,7	5,14
Žabie javorové	6,89	6,91	6,99	6,8	6,9	7,16
Prostredné sivé	5,30	5,50	5,76	5,7	5,5	6,31
Veľké spišské	6,24	5,69	6,18	6,0	5,8	6,48
Čierne pleso kežmarské	6,89	6,48	7,01	7,0	6,4	7,24
Slavkovské	4,62	5,22	5,03	4,7	4,7	5,19

Literatúra

Battarbee, R.W., 1984. Diatom analysis and the acidification of lakes. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 305: 451-457.

Clarke, G., Kernan, M., Marchetto, A., Sorvari, S. & Catalan, J., 2005. Using diatoms to assess geographical patterns of change in high-altitude European lakes from pre-industrial times to the present day. *Aquatic Sciences* 67: 224-236.

Kopáček, J., Stuchlík, E. & Hardekopf, D., 2006. Chemical composition of the Tatra Mountains lakes: Recovery from acidification. *Biologia, Bratislava*, 61/Suppl. 18: S21-S33.

Renberg, I., 1990. A procedure for preparing large sets of diatom slides from sediments cores. *Journal of Paleolimnology* 4: 87-90.

Rose, N., 2001. Fly Ash Particles, 319-349. in: Last, W.M. & J.P. Smol (eds.), Tracking Environmental Changes Using Lake Sediments. Volume 2“ Physical and Geochemical Methods. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Stuchlík, E., Kopáček, J., Fott, J. & Hořická, Z., 2006. Chemical composition of the Tatra Mountains lakes: Response to acidification. *Biologia*, Bratislava, 61/Suppl. 18: S11-S20.

VÝSKYT RTUTI A OLOVA V SEDIMENTECH HORNÍHO TOKU VLTAVY A NÁDRŽE LIPNO.

Švehla, J., Maříková, H. a Bastl, J.

Katedra aplikované chemie ZF JU v Českých Budějovicích

Výzkum kontaminantů vázaných na sedimenty předpokládá, že tyto usazeniny odrážejí biologické, chemické a fyzikální vlastnosti vodního sloupce nad sedimentem. Analýza sedimentu se užívá také při výběru vhodných míst vzorkování vody, pro hodnocení nerozpustných kontaminantů, jež mohou být rychle sorbovány sedimentem (MERIAN et al., 1991). Těžké kovy v rozpuštěných formách setrvávají ve vodě poměrně krátkou dobu. Postupně se vážou na nerozpuštěné látky ve vodním sloupci a poté se ukládají v sedimentech. Z tohoto důvodu sedimenty většinou dobře odrážejí celkové zatížení vody těmito prvky a bývají proto pokládány za vhodné indikátory znečištění celého vodního ekosystému (POKORNÝ et al., 2001, ŠVEHLA a kol., 2004). Cílem práce bylo zjištění stavu zatížení sedimentů horního toku Vltavy a nádrže Lipno olovem a rtutí a odhad jejich pravděpodobného původu na základě poměrů (signatury) izotopů olova ^{206}Pb , ^{207}Pb a ^{208}Pb .

Studovaná lokalita, lipenská přehrada, je největší součástí vltavské kaskády a je i jejím nejvýše položeným stupněm. Leží v horském terénu, na hranici Národního parku a Chráněné krajinné oblasti Šumava (DVOŘÁK, 2006). Odběrová místa na horním toku Vltavy byla vybrána na základě předpokladu o potenciálním zdroji kontaminace olovem a rtutí ze sklárny v Lenoře. Z nádrže Lipno bylo v červenci 2006 odebráno celkem 72 vzorků sedimentů stratifikovaných po 5 cm ve 12 odběrových profilech nádrže a na horním toku Vltavy bylo odebráno celkem 21 vzorků říčních sedimentů ze 7 odběrových míst. Obsah celkové rtuti a extrahovatelného olova byl stanoven metodou AAS.

Z výsledků vyplývá, že sedimenty údolní nádrže Lipno a horního toku Vltavy sice nejsou závažně zatíženy rtutí ani olovem, ale v sedimentech pod Lenorou byl prokázán několikanásobný nárůst obsahu olova i rtuti proti pozadí. Průměrná hodnota celkové rtuti nad Lenorou je $35,76 \pm 2,55 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ sušiny a pod Lenorou je obsah celkové rtuti průměrně $76,69 \pm 2,56 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ sušiny. Obsah EDTA-extrahovatelného olova je nad Lenorou $2,72 \pm 0,72 \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ sušiny a pod Lenorou již $29,95 \pm 7,60 \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ sušiny. Obsah celkové rtuti v sedimentech je ale relativně nízký a odpovídá limitům (vyhlášky MŽP č. 13/1994 Sb. a ostatním legislativním normám). Signatura olova pod sklárnou byla výrazně odlišná od přírodního pozadí a podobná byla nalezena i v lesní půdě v okolí obce. Výsledky jednoznačně prokázaly vliv dřívějšího provozu sklárny v Lenoře na obsah olova v půdách bezprostředního okolí obce a sedimentech toku Vltavy pod Lenorou. V sedimentech přehrady Lipno se ovšem již neprojevil ani závažně zvýšený obsah uvedených prvků ani signatura olova odpovídající původu ze sklárny.

Poděkování

Práce byly provedeny za finanční podpory výzkumného záměru zemědělské fakulty JU č. MSM 6007665806 „Trvale udržitelné způsoby zemědělského hospodaření v podhorských a horských oblastech zaměřené na vytváření souladu mezi jejich produkčním a mimoprodukčním uplatněním.“

POKORNÝ, J., PECHAR, L., RADOVÁ, J., BASTL, J., DRBAL, K., ŠVEHLA, J.: Heavy metals in the floodplain of Lužnice river and in the Naděje fishpond system. In: J. Květ, J. Jeník & L. Soukupová (eds.): Freshwater and Their Sustainable Future. Man and the Biosphere Series 28, UNESCO & The Parthenon Paris, 2002, 139-153

DVOŘÁK L.: Lipno. Silva Gabreta, Praha, 2006, 87-96 s.

MERIAN, E. (ed): Metals and Their Compounds in the Environment. VCH, Weinheim, 1991, 1438 str.

ŠVEHLA, J., KLIMEŠ, F., HARTVICH, P., CHRASTNÝ, V., BASTL, J.: Studium interakcí chemických složek v povrchových vodách na příkladu rtuti ve vybraných vodárenských nádržích. Collection of Scientific Papers, Faculty of Agricultural in České Budějovice, Series for Crop Sciences 21., 2004 (3): 281-285

CHIRONOMID-INFERRED HOLOCENE SUMMER TEMPERATURE AT PLEŠNÉ LAKE, THE BOHEMIAN FOREST, CZECH REPUBLIC

Tátosová, J.¹, Stuchlík, E.^{1,2}

¹ Institute for Environmental Studies, Charles University in Prague, Benátská 2, CZ-128 43 Prague, Czech Republic, jolana@blatna.cuni.cz

² Hydrobiological station, Institute for Environmental Studies, Charles University in Prague, P.O. Box 47, CZ-38801, Czech Republic, evzen@blatna.cuni.cz

A number of regional chironomid-based inference models of mean July air temperature has been developed and successfully used for reconstruction of Late-glacial climate fluctuations (Brooks, 2006). Even though the Holocene time period records relatively small temperature variability that is often within the prediction errors of inference models (Broecker, 2001), the Holocene paleotemperature reconstruction in the Swiss Alps (Heiri et al., 2003) suggested that the chironomid-inferred models is able to reflect also smaller climatic signals.

In co-operation with dr. Heiri from the Utrecht University in Netherlands, we used the transfer function developed for the Swiss Alps (Heiri et al., 2003). The inferred July air temperature varied from 10.6 to 14.0°C. The oldest samples coinciding with the period of Preboreal (10.3–9 cal ka BP), produced a temperature range of 10.6–12.2°C and showed decreasing trend. The temperature inferred for Boreal interval (9–8 cal ka BP) varied between 11.4–12.4°C with an increasing tendency reversing around 8 cal ka BP. The reconstructed

temperature for the followed period of the Late Holocene demonstrates increasing trend with a reverse in period of 3–2 cal ka BP and exhibits large fluctuations overall (Fig.1).

The quantitative temperature reconstruction from Plešné lake does not follow the common trend of the maximum temperature recorded in the early Holocene and subsequent cooling, as was documented by chironomid records from other sites throughout much of the northern hemisphere (Larocque & Hall, 2004).

Over the period ca. 6–5 cal ka BP, the greatest afforestation has taken place in the catchment of Plešné Lake, and the climax forest has become a source of organic matter for the lake. Since ca. 2 cal ka BP, the pollen analysis

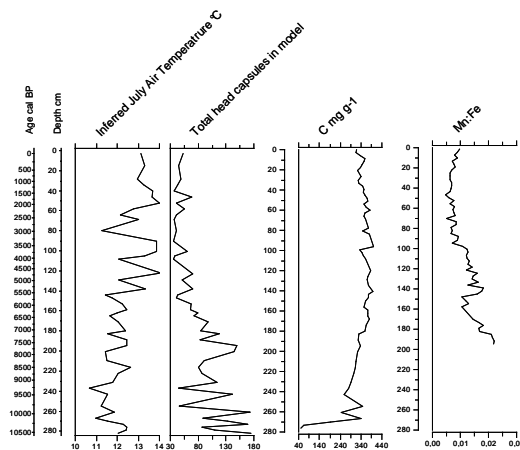


Fig.1. Chironomid-July air inferred temperature, organic Carbon (C) and Mn:Fe-molar ration in the sediment of the Plešné lake.

(Jankovská, 2006) showed a first distinct human impact on the original vegetation. The high organic matter input and human activities near the lake probably has led to the oxygen deficiency or anoxia in the lake. Decreasing trends of Mn:Fe molar ration (Koining et al., 2003) in the sediment from Plešné Lake suggest the oxygen depletion could be the explanatory factor that has overridden the effects of temperature on chironomid community.

References

- Broecker, W.S. 2001. Was the medieval Warm Period Global? *Science* 261: 1497–1499.
- Heiri, O., Lotter, A.F., Hausmann, S. & Kienast, F. 2003. A chironomid-based Holocene summer air temperature reconstruction from the Swiss Alps. *The Holocene* 13: 477–484.
- Larocque, I., & Hall, R.I. 2004. Holocene temperature estimates and chironomid community composition in the Abisko valley, northern Sweden. *Quaternary Sci Rev* 23: 2453–2465.
- Jankovská, V. 2006. Late Glacial and Holocene history of Plešné Lake and its surrounding landscape based on pollen and palaeoalgalogical analyses. *Biologia, Bratislava* 61: Suppl. 20: S371–S385.
- Koening, K.A., Shotyk, W., Lotter, A.F., Ohlendorf, C. & Sturm, M. 2003. 9000 years of geochemical evolution of lithogenic major and trace elements in the sediment of an alpine lake – the role of climate, vegetation, and land-use history. *Journal of Paleolimnology* 30, 307–320.

VLIV OTEPLENÝCH DŮLNÍCH VOD NA FYTOBENTOS TOKU NEDVĚDIČKA

Uher, B.¹, Skácelová, O.² a Helešic, J.¹

¹ Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta, Ústav botaniky a zoologie, Kotlářská 2, Brno

² Moravské zemské muzeum, Hydrobiologická laboratoř, Zelný trh 6, Brno

Úvod

V minulosti byla toka Nedvědička věnovaná zvýšená pozornost především kvůli vypouštění důlní vody a vyčištěné odpadní vody z provozů chemické úpravy, především z hlediska makrozoobentosu (Helešic 1998, 2007) a fytoobentosu (Skácelová & Marvan 2001, Skácelová 2001, 2002). Jsou to však zatím nepublikovaná nebo částečně publikovaná data.

Cílem studie je předběžné posouzení vlivu oteplených důlních a vypouštěných čištěných odpadních vod na primární producenty – fytoobentos, z hlediska sinicové a řasové flóry a jejich druhové diverzity.

Metodika a materiál

Od 22.11. 2007 se provádí výzkum fytoobentosu na toku Nedvědička v katastrech obcí Rozsochy, Rožná a Jabloňov. Řasy a sinice byly odebírány z kamenů v proudnici podle metodiky (Marvan & Heteša, 2006). Poměrné zastoupení druhů bylo stanoveno v laboratoři ze živého materiálu, pro relativní četnost sinic a řas byla použita sedmičlenná semikvantitativní stupnice (Hindák et al. 1978). Kromě bentických rozsivek byly sledovány i další řasové organizmy (včetně nárostových sinic) v živém stavu a okrajově i bakteriální nárosty, způsob odběru a vyhodnocení byl proveden podle Hlúbikové (2007). Determinace byla provedena na Ústavu botaniky a zoologie Přírodovědecké fakulty Masarykovy univerzity použitím obrazové analýzy Lucia a determinační literatury (Hindák 1978, Sládeček & Sládečková 1996, Uher 2007, atd.).

Vzhledem k účelu výzkumu jsme vzorkovali na vytipovaných profilech toku Nedvědička tak, aby byly pokryty sledované základní změny v oživení dna sledovaného toku, lokalita 1 – oteplený přítok, lokalita 2 – pod přítokem (Dvořiště, ř. km 11,8), lokalita 3 – nad přítokem (cca 130 m nad ř. km 11,8), lokalita 4 – pod mostem (obec Jabloňov, ř. km 8,5).

Výsledky a diskuze

Průměrná relativní četnost zastoupení jednotlivých druhů sinic a řas v nárostech je uvedena v tabulce (viz Tabulka č. 1) v závěru práce.

Lokalita 1

V přítoku důlní vody, úzkém korýtku se silným proudem a nárostem vodních řas, byly nalezeny rozsivky typické pro vody se zvýšenou koncentrací solí jako např. *Caloneis aphisbaena* a *Nitzschia sigma*. Tyto rozsivky s těžkou schránkou nacházíme na náplavech. Jejich výskyt v proudnici dokumentuje, že jsou zde pro ně vhodné podmínky v důsledku zvýšené koncentrace anorganických solí z důlních vod. Bylo zjištěno celé spektrum rozsivek

typických pro slanější vody (např. *Surirella ovalis*, *Navicula salina*, *N. cincta*, *N. commutata*, *Gyrosigma spenceri* var. *spenceri* aj.). V diverzitě řas se výrazně projevil vliv odkaliště uranové rudy, která způsobila výskyt planktonních kokálních zelených řas, krásnooček a krásivek naplavených v nárostech v proudnici (např. *Scenedesmus obliquus*, *Pediastrum tetras*, *Euglena acus*, *Trachelomonas hispida*, *Closterium moniliferum* aj.) Dále byl tady zaznamenán výskyt bakteriálních nárostů vlivem zvýšené koncentrace síranů v důlní vodě.

Lokalita 2

Pod přítokem důlní vody ve vodnatém korytě s rychlým proudem se na kamenech vyskytovaly drobné trsy zelených vláknitých řas *Cladophora glomerata*, v tenkých nárostech na kamenech proudomilné rozsivky *Gomphonema dichotomum*. V rozsivkovém spektru proudnice poklesl výrazně podíl druhu *Navicula avenacea*, a nejhojněji zastoupené byly *Melosira varians* (hojná i v přítoku důlní vody, ekologicky plastický druh) a *Diatoma vulgare*.

Lokalita 3

V Nedvědičce nad přítokem důlních vod bylo zachyceno ve srovnání s ostatními lokalitami méně druhů, snížená mohutnost nárostů v korytě svědčí o čistotě toku. Svědčí o tom přítomnost čistomilných druhů ruduchy *Chantransia chalybea* a rozsivky *Meridion circulare*. Dominantními zástupci v toku byly rozsivky *Navicula cryptocephala* a *Diatoma vulgare*.

Lokalita 4

Postupující samočistící proces probíhající v Nedvědičce dokumentuje výskyt ruduchy *Chantransia chalybea* v proudnici. Převažující podíl nárostů však nadále tvoří bohaté rozsivkové nárosty tvořené vesměs ekologicky málo vyhraněnými druhy.

Kvalita vody toku Nedvědičky je nejvýrazněji ovlivňována znečištěním z obcí, tok má dobrou samočistící schopnost. Přítok z chemické úpravně se na složení nárostů Nedvědičky podstatně neprojevil. Výtok důlní vody obohatil tok o slanomilné prvky (viz Tabulka č.1), které s dalším nárádem znečištění opět vymizely.

Poděkování

Výzkum byl financován z prostředků výzkumného záměru MSM 0021622416. Chtěl bych poděkovat technikům a laborantům Laboratoře biologie tekoucích vod Ústavu botaniky a zoologie PřF MU a zejména Marcelce Růžičkové.

Literatura

Helešic J. (1998): Hydrobiologické hodnocení toku Nedvědička. – msn. depon in TOCOEN, Brno.

Helešic J. (2007): Hydrobiologické sledování toků v okolí ložiska Rožná. – msn. depon in Ústav botaniky a zoologie, Přírodovědecká fakulta, Masarykova univerzita, Brno.

Hindák F. (Ed.) (1978): Sladkovodné riasy. – Slovenské pedagogické nakladateľstvo, Bratislava.

Hlúbiková D. (2007): Návrh metodiky hodnotenia ekologického stavu tokov podľa fytobentosu – In: Makovinská J. (ed.), Zborník z hydrobiologického kurzu 2007, Výskumný ústav vodného hospodárstva, Bratislava.

Marvan, P. & Heteša, J. (2006): Metodika odběru a zpracování vzorků fytobentosu tekoucích vod. – Výzkumný ústav vodohospodářský, Praha.

Skácelová O. (2000): Monitoring sinic a řas na testovacích plochách v řece Nedvědičce a na odkalištích u Rožné. I. Etapa – msn. depon in Hydrobiologická laboratoř, Moravské zemské muzeum.

Skácelová O. (2001): Monitoring sinic a řas na testovacích plochách v řece Nedvědičce a na odkalištích u Rožné. II. Etapa – msn. depon in Hydrobiologická laboratoř, Moravské zemské muzeum.

Skácelová O. (2002): Monitoring sinic a řas na testovacích plochách v řece Nedvědičce a na odkalištích u Rožné. III. Etapa – msn. depon in Hydrobiologická laboratoř, Moravské zemské muzeum.

Skácelová O. & Marvan P. (1991): A comparative study of the past and present diatom flora of South Moravian saline habitats. – Acta Mus. Moraviae, Sci. Nat. 76: 133-143.

Sládeček V. & Sládečková A. (1996): Atlas vodních organismů se žretem na vodárenství, povrchové vody a čistírny odpadních vod. 1. díl: Destruenti a producenti. – Česká vědeckotechnická vodohospodářská společnost, Praha.

Uher, B. (2007): Výber významných taxónov nárastových siníc/cyanobaktérií vyskytujúcich sa v referenčných tokoch Slovenska so zreteľom na ich dôležité odlišovacie znaky. – In: Makovinská J. (ed.), Zborník z hydrobiologického kurzu 2007, Výskumný ústav vodného hospodárstva, Bratislava.

Tab.1 Druhové zastoupení sinic a řas na jednotlivých lokalitách s uvedením semikvantitativních hodnot relativní četnosti podle Hindáka (1978).

Taxony	Lokalita				Taxony	Lokalita			
	1	2	3	4		1	2	3	4
Bacteria:					<i>Meridion circulare</i>	1	+	3	+
<i>Beggiatoa alba</i>	2	+	-	-	<i>Navicula avenacea</i>	3	1	1	4
<i>Clonothrix fusca</i>	2	-	-	-	<i>N. cincta</i>	+	-	-	-
<i>Thiothrix nivea</i>	1	+	-	-	<i>N. cryptocephala</i>	2	3	5	1
Cyanobacteria:					<i>N. rhynchocephala</i>	-	+	4	+
<i>Aphanocapsa rivularis</i>	+	+	1	2	<i>N. salina</i>	1	+	-	-
<i>Chamaesiphon incrustans</i>	3	1	-	+	<i>N. salinarum</i>	3	1	-	-
<i>Chamaesiphon subglobosus</i>	-	-	2	1	<i>N. slesvicensis</i>	2	+	-	-
<i>Heteroleibleinia kuetzingii</i>	3	1	2	2	<i>Nitzschia denticula</i>	3	-	-	-
<i>Homoeothrix varians</i>	-	1	2	2	<i>N. filiformis</i>	-	-	-	2
<i>Leptolyngbya foveolarum</i>	2	+	-	+	<i>N. commutata</i>	-	-	-	+
<i>Phormidium fonticolum</i>	1	2	1	1	<i>N. gracilis</i>	4	-	-	-
<i>Tapinothrix bornetii</i>	-	+	2	+	<i>N. linearis</i>	4	-	1	-
Xanthophyceae:					<i>N. sigma</i>	2	+	-	-
<i>Vaucheria sp.</i>	2	-	-	1	<i>N. sigmoidea</i>	+	1	-	-
<i>Tribonema sp.</i>	1	2	1	+	<i>N. obtusa</i>	+	-	-	-
Bacillariophyceae:					<i>N. palea</i>	2	2	-	1
<i>Achnanthes lanceolata</i>	-	1	-	-	<i>Pinnularia apendiculata</i>	-	-	-	+
<i>A. minutissima</i>	+	+	2	2	<i>P. major</i>	-	-	1	-
<i>Amphora pediculus</i>	3	+	-	-	<i>P. viridis</i>	-	-	2	-
<i>Aulacoseira granulata</i>	-	+	-	-	<i>Rhoicosphaenia curvata</i>	2	-	-	-
<i>Caloneis amphisbaena</i>	2	-	-	-	<i>Surirrella bifrons</i>	-	-	-	+
<i>C. silicula</i>	1	-	-	+	<i>S. ovata</i>	1	4	3	2
<i>Cocconeis pediculus</i>	1	3	2	2	<i>S. ovalis</i>	1	-	-	-
<i>C. placentula</i>	3	1	-	1	<i>Synedra rumpens</i>	-	-	+	+
<i>Cymatopleura solea</i>	-	-	1	-	<i>S. tabulata</i>	1	+	-	-
<i>Cymbella naviculiformis</i>	-	-	2	+	<i>S. ulna</i>	2	4	3	4
<i>C. ventricosa</i>	-	+	-	+	Euglenophyta:				
<i>Diatoma elongatum</i>	1	-	-	1	<i>Euglena acus</i>	+	-	-	-
<i>D. vulgare</i>	1	4	5	1	<i>Phacus brevicauda</i>	1	-	-	-
<i>Eunotia bilunaris</i>	-	+	1	-	<i>Trachelomonas hispida</i>	+	+	-	-
<i>E. tenella</i>	-	-	2	-	<i>T. volvocina</i>	+	+	-	-
<i>Fragillaria virescens</i>	-	-	1	-	Chlorophyta:				
<i>Frustulia vulgaris</i>	-	-	+	-	<i>Cladophora glomerata</i>	2	2	-	1
<i>Gomphonema angustatum</i>	-	+	-	-	<i>Oedogonium capillare</i>	+	2	3	2
<i>G. dichotomum</i>	-	2	-	-	<i>Pediastrum tetras</i>	+	+	-	-
<i>G. parvulum</i>	2	2	+	+	<i>Scenedesmus obliquus</i>	2	1	-	-
<i>G. montanum</i>	-	-	2	-	Charophyta:				
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	-	-	1	-	<i>Closterium moniliferum</i>	3	+	-	-
<i>G. spenceri</i>	+	-	-	-	Rhodophyta:				
<i>Melosira varians</i>	4	5	3	4	<i>Chantransia chalybea</i>	+	1	2	2

VLIV ACIDIFIKACE NA MAKROZOOBENTOS V LITORÁLU ŠUMAVSKÝCH JEZER

Ungermanová, L. a Stuchlík, E.

Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta

Šumava byla stejně jako mnoho jiných oblastí především v Evropě a severní Americe zasažena antropogenní acidifikací, která měla vrchol v osmdesátých letech minulého století a způsobila rozsáhlé změny v chemismu vody následované změnami ve společenstvech planktonních i bentických organismů. V polovině 70-tých let vyhynuly poslední přežívající ryby a pak prakticky vymizeli planktonní koryši. Vyvinuly se unikátní ekosystémy s dominantní rolí mikroorganismů v pelagiálu. Určitý obrat ve vývoji nastal po roce 1990, kdy došlo k podstatnému snížení emisí. V souladu s tím pokleslo množství síranových, dusičnanových i amonných iontů a vzrostlo pH vody. Dnes se tato jezera nacházejí ve fázi zotavování – tzv. recovery.

Tato práce se zabývá studiem složení makrozoobentosu v litorálu šumavských jezer. Odběry byly provedeny metodou kicking a to na jaře roku 2007, kdy byly odebrány vzorky z pěti jezer na české straně Šumavy (Laka, Plešné, Prášílské, Čertovo a Černé jezero) a na podzim tohoto roku, kdy byly přidány ještě tři jezera na straně německé (Malé Javorské, Velké Javorské a Roklanské jezero).

Dosavadní výsledky ukazují, že přestože základní struktura bentických společenstev je ve všech jezerech velmi podobná, vyskytují se zde také rozdíly typické pro jednotlivá jezera. V pohledu taxonomického složení makrozoobentosu vystupuje do popředí jezero Laka, ve které je například početná populace rodu *Chaoborus* nebo zde byla nalezená jepice *Siphonurus lacustris*. Jedinečnost tohoto jezera lze dokumentovat také chemickými analýzami vody, protože její pH je stabilně, oproti ostatním jezerům, vyšší. Z učiněných odběrů lze také říct, že německá jezera jsou obecně taxonomicky chudší.

Jedním z výstupů této mé práce je přehled taxonomického složení makrozoobentosu na jednotlivých lokalitách, který bude dále sloužit k posouzení vlivu acidifikace a procesu zotavení těchto unikátních jezerních ekosystémů.

EKOLOGICKÁ RIZIKA INVAZE SLÁVIČKY MNOHOTVÁRNÉ (*DREISSENA POLYMORPHA*) V POVODÍ ŘEKY MORAVY.

*Uvíra, V., Uvírová, I., Tošenovský, E., Vlácilová, A., Hýblová, A.,
Kukalová, M. a Müllerová, M.*

*Katedra zoologie, Přírodovědecká fakulta Univerzity Palackého v Olomouci, tř. Svobody 26.,
Olomouc; uvirav@prfnw.upol.cz*

Slávička mnohotvárná se v posledním desetiletí úspěšně etablovala v řadě malých vodních nádrží v povodí řeky Moravy. Jedná se především o zatopené lomy a pískovny využívané pro rekreační nebo vodárenské účely, ale také pískovny s aktuální těžbou šterkopísků. Kontinuální dlouhodobý monitoring abundancí, biomasy, velikostní a věkové struktury populací, rychlosti růstu jedinců, využití substrátu pro přichycení, tvorby kolonií – drúz,...) provádíme s využitím potápěčské techniky v pískovně Poděbrady u Olomouce od počátku doloženého výskytu v r. 1998. Počet sledovaných lokalit byl v následujících letech rozšiřován a v současné době monitorujeme populace slávičky na 15 lokalitách, včetně dříve invadovaných lokalit (v 70. letech min. století) v Ostrožské a Moravské Nové Vsi na jižní Moravě.

Individuální ekologické podmínky jednotlivých nádrží mají vliv na uplatnění rozdílných životních strategií slávičky, která je mimořádně plastickým a na nově osídlených stanovištích zpravidla velmi úspěšným druhem. Abundance běžně dosahují hodnot 30000 jedinců/m². Na těchto stanovištích se slávička stává klíčovým druhem, který zásadním způsobem ovlivňuje strukturu všech původních planktonních i bentických společenstev i abiotické parametry a zasahuje tak výrazně do rovnováhy celého ekosystému. Z hlediska ochrany přírody je nejvýznamnějším důsledkem invaze slávičky ohrožení původních populací mlžů čeledi Unionidae – velevrubů a škeblí. Slávička decimuje populace velkých mlžů tím, že využívá jejich lastur jako substrátu při zakládání vlastních kolonií - drúz. Kromě toho jsou slávičky velmi významnými potravními konkurenty, kteří dokáží využívat potravní proud u přijímacího sifa velkých mlžů. Na námi sledovaných lokalitách je „napadení“ velkých mlžů slávičkou téměř 100%, na živém velevrubovi či škebli přitom byly pozorovány i více než 100-členné drúzy sláviček několika generací.

VLIV EXTRÉMNÍ POVODNĚ NA PROSTOROVOU DIFERENCIACI BANKY TRVALÝCH VAJÍČEK R. *DAPHNIA* V KORYTOVITÉ NÁDRŽI

Vaníčková, I.^{1,2}, Seda, J.² a Petrusek, A.³

¹ Katedra biologie ekosystémů, Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita, Branišovská 31, České Budějovice, 37005

² Biologické centrum AV ČR, Hydrobiologický ústav, Na Sádkách 7, České Budějovice, 37005

³ Katedra ekologie, Přírodovědecká fakulta, Karlova univerzita, Viničná 7, Praha 2, 12844

Během detailního průzkumu zooplanktonu několika českých přehradních nádrží, který probíhal v letech 2004 a 2005, byla popsána prostorová distribuce perlooček rodu *Daphnia* (druhů a jejich hybridů) na longitudinálním i vertikálním profilu nádrží (viz Seda et al. 2007, Petrusek et al. 2008). Konkrétně na nádrži Vranov se v přítoku vyskytovala především *D. cucullata* a hybridem *D. cucullata* x *D. galeata*, zatímco u hráze dominovala ve vodním sloupci *D. longispina* a *D. galeata* x *D. longispina*. Obdobné trendy byly nalezeny také v bance dormantních stádií v sedimentu (Vaníčková et al. manuskript). Přesná analýza byla však ztížena zejména v přítoku nízkým počtem zachovalých dormantních vajíček (uložených v efipiích): u hráze bylo nalezeno v horních šesti centimetrech sedimentu 167×10^3 efipií.m⁻² (40% efipií obsahovalo zachovalá vajíčka), zatímco v přítoku pouze $0,61 \times 10^3$ efipií.m⁻² (12% zachovalých vajíček).

Na jaře roku 2006 byla nádrž Vranov zasažena dvěma povodněmi, které svou intenzitou teoreticky odpovídaly 500-ti-letým průtokům. Tyto hydrologicky unikátní situace ovlivnily společenstvo vodního sloupce, zejména v horních části nádrže při kulminaci povodňových vln, a také zcela změnily charakter sedimentu v nádrži, čímž poznamenaly banku dormantních stádií.

Obnova banky dormantních vajíček byla studována v během následujících dvou let. Vzorkování kopírovalo schéma předchozích studií (Seda et al. 2007, Petrusek et al. 2008). Byly odebrány vzorky sedimentu z přítoku, hlubšího přítoku, hráze, nově také středu nádrže, a to v letech 2007 a 2008. Byla stanovena základní charakteristika sedimentu (zvodnění, ztráta žíháním), zjištěn počet efipií a stav vajíček uvnitř efipia. Zjištěné výsledky byly porovnány se situací před povodní.

Petrusek, A.; Seda, J.; Macháček, J. & Šmilauer, P. (2008), 'Daphnia hybridization along ecological gradients in pelagic environments: the potential for the presence of hybrid zones in plankton', Philosophical Transaction of the Royal Society B – Biological Sciences 363, 2931-2941.

Seda, J.; Petrusek, A.; Macháček, J. & Šmilauer, P. (2007), 'Spatial distribution of the *Daphnia longispina* species complex and other planktonic crustaceans in the heterogeneous environment of canyon-shaped reservoirs', Journal of Plankton Research 29 (7), 619-628.

Vaníčková, I.; Seda, J. & Petrusek, A., 'Resting egg banks of the *Daphnia longispina* species complex and its relationship to the active community in long narrow reservoirs', manuskript.

KVANTIFIKACE PŘEDAČNÍHO TLAKU RYBÍHO PLŮDKU NA FILTRUJÍCÍ ZOOPLANKTON RODU *DAPHNIA* V PELAGIÁLU KORYTOVÉ NÁDRŽE

Vašek, M., Čech, M., Jůza, T. a Kubečka, J.

Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice

Vzorky rybího plůdku byly kvantitativně odebrány v hrázové a přítokové oblasti korytové vodárenské nádrže Římov v průběhu dvou růstových sezón (2006 a 2007). Cílem studie bylo kvantifikovat žír pelagického rybího plůdku na filtrujícím zooplanktonu. Pozornost byla zaměřena na pelagické prostředí, poněvadž představuje největší část z celkového objemu nádrže a je v něm soustředěna většina biomasy a produkce planktonních organismů. Testována byla hypotéza, zda je predanční tlak ze strany rybího plůdku zodpovědný za pokles populační hustoty perlooček rodu *Daphnia*, k němuž dochází počátkem léta – po období tzv. „čisté vody“. Letní pokles populační hustoty perlooček r. *Daphnia* je pravidelným sezónním jevem v řadě jezer a nádrží mírného podnebného pásu a někteří autoři jej dávají do souvislosti s intenzivním žírem početných populací rybího plůdku (např. Gliwicz & Pijanowska 1989).

V klíčovém období sezónního cyklu (konec května až počátek července) byla analyzována skladba potravy hlavních zástupců pelagického plůdku v obou oblastech nádrže Římov. Množství potravy zkonsumované populacemi plůdku v daném období bylo stanoveno pomocí bioenergetického modelování. Získané údaje o množství přijaté potravy byly korigovány úměrně podílu perlooček rodu *Daphnia* v trávících traktech jednotlivých druhů plůdku.

Bioenergetické modelování je založeno na předpokladu, že jediným zdrojem energie pro organismus ryby je energie obsažená v přijaté potravě. Tato energie je jedincem zčásti použita na pokrytí nákladů metabolismu, zčásti je využita pro růst vlastního těla a část zůstává nevyužita a odchází z těla ryby ve formě odpadních produktů. Z přírůstku hmotnosti těla ryby za určité časové období lze pomocí bioenergetického modelování (Kitchell et al. 1977; Hanson et al. 1997) odhadnout množství potravy, které ryba musela přijmout aby přírůstek uskutečnila. Množství kořisti zkonsumované „průměrnou“ rybou lze poté vynásobit počtem jedinců v populaci a takto kvantifikovaný žír celé populace ryb je možné vztáhnout k biomase kořisti.

V Římovské nádrži v roce 2006 zkonsumoval pelagický plůdek v klíčovém období sezóny denně nejvýše 0,2% z celkové biomasy perlooček r. *Daphnia*, a to jak v hrázové tak i v přítokové oblasti. V roce 2007 zkonsumoval pelagický plůdek v závěru jara a počátkem léta denně nejvýše 0,3% z celkové biomasy perlooček r. *Daphnia* v hrázové oblasti a nejvýše 3–5% z celkové biomasy perlooček r. *Daphnia* v přítokové oblasti. Zjištěné hodnoty predančního tlaku jsou velmi nízké. Žír rybího plůdku tedy nelze považovat za hlavní faktor řídící populační dynamiku perlooček r. *Daphnia* v pozdně jarním/časně letním období. Pokles populační hustoty *Daphnia* k němuž dochází po období tzv. „čisté vody“ je zřejmě způsoben vyčerpáním potravních zdrojů a současnou změnou druhového spektra fytoplanktonu. Tato studie byla podpořena Grantovou agenturou České republiky (projekt 206/06/P418).

Gliwicz M., Pijanowska J., 1989. The role of predation in zooplankton succession. In Sommer U. (ed.), Plankton ecology: Succession in plankton communities. Springer-Verlag.

Hanson P.C., Johnson T.B., Schindler D.E., Kitchell J.F., 1997. Fish Bioenergetics 3.0 software for Windows. University of Wisconsin Sea Grant Institute, Madison, WI.

Kitchell J.F., Stewart D.J., Weininger D., 1977. Applications of a bioenergetics model to yellow perch (*Perca flavescens*) and walley (*Stizostedion vitreum vitreum*). Journal of the Fisheries Research Board of Canada 34: 1922–1935.

BUCHANKY R. *CYCLOPS* – OBĚTI ČI PREDÁTOŘI?

Vondrák, D. a Černý, M.

Katedra ekologie PřF UK v Praze, Viničná 7, 128 44 Praha 2
danvondrak@seznam.cz, cerny@natur.cuni.cz

Úvod

V rámci evropského projektu BIOPOOL (programy ESF EuroCores/EuroDIVERSITY) jsme ve spolupráci s CHKO Kokořínsko vybudovali experimentální tůň za účelem sledování jejich kolonizace zooplanktonem. Pro doplnění získaných poznatků jsme na sousední lokalitě započali s "in situ" experimenty, které by měly ozřejmit potravní vztahy mezi vybranými aktéry této kolonizace. Jako pokusné objekty byly zvoleny perloočka *Daphnia obtusa*, buchanka *Cyclops strenuus* a koretra *Chaoborus crystallinus*. *C. crystallinus* se na sledovaných lokalitách vyskytuje celoročně a často tvoří početně významnou složku zooplanktonu (až 5 ind. l⁻¹). Koretry jsou bezobratlí predátoři, kteří v nádržích s absencí rybí obsádky zásadním způsobem ovlivňují strukturu a charakter planktonu, přičemž jimi vytvořený predační tlak je druhově specifický a jednotlivé druhy koreter tak mohou ovlivňovat planktonní společenstvo různě (Wissel a Benndorf 1998). Největší predační tlak koreter na planktonní korýše je působen 3. a 4. larválním instarem. Buchanka *C. strenuus* je dravý klanonožec, jehož 4. a 5. kopepoditové stádium (C4 a C5) a dospělci se však mohou živit širokou škálou planktonních organismů od fytoplanktonu po vířníky a menší korýše včetně vlastních nauplií a mladších kopepoditů (Brandl 2005, Nilssen 1978). Cílem pokusů je testovat potravní preference koretry v prostředí, kde dominuje velký crustaceoplankton.

Materiál a metodika

Studované lokality se nacházejí mezi obcemi Tupadly a Želízy v PR Mokřady dolní Liběchovky. Jedná se o malé, uměle vybudované permanentní tůň bez přítomnosti ryb. První z plánovaných experimentů proběhl 19. a 20. listopadu 2009, tedy v době, kdy jsou na podobných lokalitách u *C. strenuus* hojně zastoupeni dospělci díky nedávno ukončené diapauze. Tento druh přečkává pomocí diapauzy ve C4 pro něj nepříznivé letní období (Frish 2002). Pokus byl proveden „in situ“ v průhledných plastových barelech o objemu 5 l. Do jednotlivých barelů byly inokulovány koretry (3. a 4. instar) v koncentraci 1 ind. l⁻¹ nebo 4 ind. l⁻¹ (nízká a vysoká abundance predátora). Poté byly inokulovány perloočky (efipiální samice), buchanky (dospělci, C4 a C5), popř. směs obou skupin (1:1), celkově vždy 10 ind. l⁻¹. Pokus byl zastaven po 24 hodinách fixací formaldehydem.

Předběžné výsledky a diskuse

Získaná data byla analyzována pomocí sw Statistica za využití Mann-Whitney U Test a vztažena k virtuální kontrole (nulová mortalita). Negativní vliv predace koretrami v závislosti na abundanci vyšel pro korýše jako celek vysoce signifikantní (p=0,006), pro buchanky jako signifikantní (p=0,02) a pro perloočky jako nesignifikantní. Z těchto výsledků usuzujeme, že efipiální samice *D. obtusa* jsou pro larvy koretry příliš velkou kořistí, a proto je jimi preferována kořist menší (Krylov 1992), ačkoliv jde v tomto případě o podstatně pohyblivější dravé buchanky.

Literatura:

Brandl, Z. (2005): Freshwater copepods and rotifers: predators and their prey. *Hydrobiologia* 546: 475-489.

Frisch, D. (2002): Dormancy, dispersal and the survival of cyclopoid copepods (Cyclopoida, Copepoda). *Freshwater Biology* 47: 1269-1281.

Krylov, P. (1992): Density-dependent predation of *Chaoborus flavicans* on *Daphnia longispina* in a small lake: the effect of prey size. *Hydrobiologia* 239(3): 131-140.

Nilssen, J.P. (1978): On the evolution of life histories of limnetic cyclopoid copepods. *Memorie dell' Instituto Italiano di Idrobiologia* 36: 193-214.

Wissel, A. a Benndorf, J. (1998): Contrasting effects of the invertebrate predator *Chaoborus obscuripes* and planktivorous fish on plankton communities of a long term biomanipulation experiment. *Archiv für Hydrobiologie* 143(2): 129-146.

VODNÍ MĚKKÝŠÍ FAUNA ÚZEMÍ PŘEDPOKLÁDANÉHO ZÁBORU DOLU BÍLINA

Vrabec, V.¹, Kurfürst, J.¹, Fechtner, J.¹, Hlava, J.¹ a Cibulka, J.²

¹Katedra zoologie a rybářství, Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů, Česká zemědělská univerzita, Kamýcká 129, Praha 6 – Suchdol, CZ – 165 21, kontaktní e-mail: vrabec@af.czu.cz

²Katedra veterinárních disciplín, Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů, Česká zemědělská univerzita, Kamýcká 129, Praha 6 – Suchdol, CZ – 165 21

Příspěvek zčásti vznikl v rámci výzkumného záměru FAPPZ MSM 6046070901 a projektu MŽP VaV SP/2D1/141/07

V letech 2007 a 2008 byla zkoumána fauna měkkýšů v území plánovaného záboru dolu Bílina v okolí vysídlené obce Libkovice a obce Mariánské Radčice (severní Čechy, kód čtverce faunistického mapování 5448). V rámci výzkumu bylo vzorkováno 9 vodních stanovišť, a to jak existujících v původní krajině, tak nově vzniklých v důsledku těžební činnosti, z toho v 6 případech šlo o stojaté vodní plochy, ve 3 případech o vodoteče.

Dosud byly zjištěny následující druhy vodních měkkýšů (abecedně): *Anodonta anatina* (Linnaeus, 1758), *Bithynia tentaculata* (Linnaeus, 1758), *Galba truncatula* (O. F. Müller, 1774), *Lymnaea stagnalis* (Linnaeus, 1758), *Musculium lacustre* (O. F. Müller, 1774), 2 nedeterminované druhy rodu *Pisidium*, *Potamopyrgus antipodarum* (Gray, 1843), *Radix auricularia* (Linnaeus, 1758), *Radix peregra* (O. F. Müller, 1774), *Sphaerium corneum* (Linnaeus, 1758), *Valvata piscinalis* (O. F. Müller, 1774).

Nejvyšší diverzita vodních měkkýšů byla konstatována v původním úseku Lomského potoka, kde bylo zjištěno všech 12 doložených druhů, ačkoliv z výše uvedeného přehledu je patrné, že část z nich proniká spíše z rybníka výše proti proudu. Průzkumem nebyly doloženy žádné zvláště chráněné druhy, nicméně nemůžeme vyloučit výskyt škeble *Anodonta cygnea* (Linnaeus, 1758) před zahájením zásahů do vodního režimu krajiny. Z druhů, které jsou považovány za významné z hlediska ochrany přírody byly zaznamenány *Musculium lacustre* a *Valvata piscinalis*, které ještě Beran (2002) hodnotí jako téměř ohrožené. V aktuálním červeném seznamu již není zařazena *V. piscinalis* (srov. Farkač et al. 2005). Pozornost zasluhuje též výskyt zavlečeného novozélandského druhu *Potamopyrgus antipodarum*, který byl poprvé v ČR nalezen v roce 1981 (Kuchař 1983) v těsné blízkosti sledovaného území (Dřínovské jezero u Komořan).

Literatura

Beran L. 2002: Vodní měkkýši České republiky. Sborník Přírodovědného klubu v Uherském Hradišti, Suppl. 10, 258 pp.

Farkač J., Král D. & Škorpík M. 2005: Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 760 pp.

Kuchař P. 1983: *Potamopyrgus jenkinsi* poprvé v Československu. Živa, Praha, 31(1): 23.

BIOLOGICKÉ OŽIVENÍ NÁDRŽÍ V REKULTIVOVANÉ KRAJINĚ DOLU NÁSTUP TUŠIMICE

Vrabec, V.¹, Kurfürst, J.¹, Cibulka, J.² a Cibulková, L.³

¹ Katedra zoologie a rybářství, Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů, Česká zemědělská univerzita, Kamýcká 129, Praha 6 – Suchdol, CZ – 165 21, kontaktní e-mail: vrabec@af.czu.cz

² Katedra veterinárních disciplín, Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů, Česká zemědělská univerzita, Kamýcká 129, Praha 6 – Suchdol, CZ – 165 21

³ CSConsult CZ s. r. o., Janošíkova 1248/7, Praha 4 – Krč, CZ – 142 00

Příspěvek zčásti vznikl v rámci výzkumného záměru FAPPZ MSM 6046070901 a projektu MŽP VaV SP/2D1/141/07

Úvod

Od roku 1999 do současnosti je prováděn monitoring vodních ploch a vodotečí na území dolu Nástup Tušimice (DNT), který se rozkládá jihozápadně od Chomutova v severních Čechách. Nadmořská výška území je asi 280 – 350 m n. m., čtyřúhelníky faunistického mapování ČR 5545-46 (Pruner & Míka 1996). Sledováno je oživení vodními a vlhkomilnými organismy především s cílem dokumentovat průběh rekultivace vytěženého území, eventuálně posoudit její úspěšnost podle osídlení nově vzniklých nádrží. Níže představujeme seznam taxonů zjištěných v průběhu deseti let činnosti týmu ČZU.

Metodika

Existující vodní plochy a mokřady v prostoru DNT jsou v průběhu jednotlivých vegetačních sezón navštěvovány opakovaně s cílem zachytit různé aspekty oživení dle ročního období. Výzkum je zaměřen především na bezobratlé živočichy, nicméně zaznamenávají jsou i jednobuněčné taxony prvoků a nižších rostlin přítomných v planktonu a obdobně zachycení obratlovci (většinou juvenilní jedinci).

Hydrobiologické vzorky jsou odebírány standardní metodikou za pomoci cedníku a planktonní sítě (Hrbáček et al. 1972). Materiál je na místě konzervován lihem (bentos) a formaldehydem (plankton) a odvážen ke zpracování. Determinace na druhovou úroveň je prováděna dle možnosti týmu a determinátorů dle běžných určovacích příruček (Beran 2002, Buchar et al. 1995, Rozkošný et al. 1980, Šrámek–Hušek et al. 1962).

Výsledky

Přehled zjištěných taxonů determinovaných na úroveň druhu:

Mnohobuněčné organismy:

Annelida: *Glossiphonia complamata*, *Piscicola geometra*, *Stylaria lacustris*, Colembolla: *Podura aquatica*, Coleoptera: *Acilium sulcatus*, *Agabus bipustulatus*, *Berosus signaticolis*, *Bidessus geminus*, *Bidessus pusillus*, *Coelambus impressopunctatus*, *Colymbetes striatus*, *Copelatus haemorrhoidalis*, *Dytiscus marginalis*, *Gyrinus marinus*, *Haliplus ruficollis*, *Hydaticus seminiger*, *Hydaticus stagnalis*, *Hydaticus transversalis*, *Hydroglyphus geminus*, *Hydroporus planus*, *Hyphydrus ovatus*, *Ilybius fenestratus*, *Ilybius gutiger*, *Laccophilus*

minutus, *Laccophilus poecilus*, *Noterus clavicornis*, *Peltodytes caesus*, *Platambus maculatus*, *Potamonectes depressus*, *Rhantus exsoletus*, *Rhantus notaticolis*, Crustacea: *Asellus aquaticus*, *Candona candida*, *Canthocamptus bidens*, *Cypricercus fuscatus*, *Cypris pubera*, *Chydorus sphaericus*, *Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia pulchella*, *Ceriodaphnia quadragula*, *Daphnia galeata*, *Daphnia longispina*, *Daphnia magna*, *Daphnia pulex*, *Daphnia pulicaria*, *Eucypris lutaria*, *Leydigia leydigii*, *Moina micrura*, *Scapholeberis mucronata*, *Simocephalus exspinosus*, *Simocephalus congener*, *Simocephalus vetulus*, Diptera: *Aedes excrucians*, *Aedes vexans*, *Anopheles maculipennis*, *Anopheles vexans*, *Atherix ibis*, *Culex modestus*, *Culex pipiens*, *Culex territans*, *Dixa maculata*, *Dixella autumnalis*, *Chaoborus crystallinus*, *Chaoborus flavicans*, *Chrysops relictus*, *Chrysops rufipes*, *Oplodonta viridula*, *Stratiomys chamaeleon*, *Tabanus autumnalis*, *Heptatoma pelucens*, Ephemeroptera: *Baetis muticus*, *Caenis robusta*, *Cleon dipterum*, Heteroptera: *Callicorixa concinna*, *Callicorixa preusta*, *Corixa punctata*, *Cymatia coleoptrata*, *Gerris lacustris*, *Gerris rufoscutellatus*, *Hydrometra stagnorum*, *Ilyocoris cimicoides*, *Micronecta minutissima*, *Nepa cinerea*, *Notonecta glauca*, *Plea atomaria*, *Ranatra linearis*, *Sigara falleni*, *Velia caprai*, Megaloptera: *Sialis lutaria*, Mollusca: *Armiger crista*, *Bathyomphalus contortus*, *Gyraulus albus*, *Lymnaea peregra*, *Lymnaea truncatula*, *Physa fontinalis*, *Pisidium amnicum*, *Potamopyrgus antipodarum*, *Radix auricularia*, *Radix peregra*, *Sphaerium rivicola*, Odonata: *Aeschna grandis*, *Anax imperator*, *Calopteryx virgo*, *Coenagrion puella*, *Coenagrion pulchellum*, *Cordulegaster annulatus*, *Cordulia aenea*, *Crocothemis minutissima*, *Enallagma cyathigerum*, *Epithea bimaculata*, *Ischnura elegans*, *Lestes sponsa*, *Lestes viridis*, *Libellula depressa*, *Libellula quadrimaculata*, *Platycnemis pennipes*, *Pyrrhosoma nymphula*, *Sympecma fusca*, Osteichthyes: *Noemacheilus barbatulus*, *Rutilus rutilus*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Gobio gobio*, Rotatoria: *Asplanchna priodonta*, *Brachionus angularis*, *Brachionus budapestiensis*, *Brachionus calyciflorus*, *Brachionus leydigii*, *Brachionus quadridentatus*, *Brachionus rubens*, *Brachionus urceolaris*, *Brachionus urceus*, *Colurella adriatica*, *Filinia longiseta*, *Hexarthra mira*, *Keratella cochlearis*, *Keratella quadrata*, *Lecane arcuata*, *Lecane bulla*, *Lecane luna*, *Lepadella acuminata*, *Notholca acuminata*, *Notholca squamata*, *Notomnata cyrtopus*, *Polyarthra dolichoptera*, *Polyarthra vulagris*, *Synchaeta pectinata*, *Testudinella patina*, Trichoptera: *Atrhiropsodes atterinus*, *Ceraclea annulicornis*, *Erotosis baltica*, *Ironoquia dubia*, *Limnephilus flavicornis*, *Limnephilus politus*, *Nemotaulius punctatolineatus*, *Oecetis furva*, *Phryganea grandis*, *Poycentropus irrotatus*.

Jednobuněčné organismy:

Diatomae: *Cymbella lanceolata*, *Gyrosigma acuminatum*, Dinophyceae: *Ceratium hirundinella*, *Peridinium cinctum*, Euglenophyceae: *Euglena oxyuris*, Chlorophyta: *Hydrodictyon reticulatum*, *Scenedesmus quadricauda*, Protozoa: *Vorticella natans*.

Přehled organismů determinovaných pouze na úroveň vyššího taxonu:

Mnohobuněčné organismy:

Amphibia: *Triturus* sp., *Rana* sp., Annelida: *Hirudinea* sp., *Tubifex* sp., Coleoptera: *Colymbetes* sp., *Cyphon* sp., *Dytiscidae* sp., *Gyrinus* sp., *Hydroporus* sp., *Noterus* sp., Crustacea: *Ceriodaphnia* sp., *Cyclopidae* sp., *Diaptomidae* sp., *Megacyclops* sp., *Microcyclops* sp., *Eucypris* sp., *Ostracoda* sp., Diptera: *Anopheles* sp., *Ceratopogonidae* sp., *Culex* sp., *Culicoides* sp., *Diptera* sp., *Dixa* sp., *Chironomidae* sp., *Simulium* sp., *Sphaeromyias* sp., Heteroptera: *Corixidae* sp., *Gerris* sp., *Heteroptera* sp., *Mesovelgia* sp., *Microvelia* sp., Acarina: *Hydracarina* sp., Nematoda: *Nematoda* sp., Odonata: *Zygoptera*, Rotatoria: *Collotheca* sp., *Polyarthra* sp., *Testudinella* sp., Trichoptera: *Limnephilus* sp., *Trichoptera* sp.

Jednobuněčné organismy:

Desmidiáles: *Closterium* sp., *Cosmarium* sp., Diatomae: *Diatomae* sp., *Gyrosigma* sp., *Merismopedia* sp., *Navicula* sp., *Neidium* sp., *Nitzschia* sp., *Pinnularia* sp., Dinophyceae: *Peridinium* sp., Chlorophyta: *Pediastrum* sp., *Spirogyra* sp.

Závěry

Ve vodotečích a stojatých vodách na území dolu Nástup Tušimice bylo dosud zjištěno přes 220 taxonů, z toho 165 jich bylo determinováno na druhovou úroveň. Výsledky nejsou dosud zpracovány na potřebné úrovni, nicméně velmi předběžně můžeme potvrdit, že druhové zastoupení organismů v prozkoumaných nádržích a vodotečích, které v průběhu let v důsledku těžby zanikly nebylo výrazně odlišné od stabilizovaných nádrží a vodotečí, které vznikají cíleně (rybníčky, nebeské nádrže a odvodňovací či přepouštěcí struhy a svodnice) či samovolně (mokřady) na rekultivovaných plochách. Považujeme tento jev za pozitivní výsledek z hlediska úspěšnosti rekultivace území, které po vytěžení představovalo doslova měsíční krajinu. Postupný návrat biologických hodnot území dokládá přítomnost citlivějších druhů organismů, např. zvláště chráněného druhu *Atherix ibis* zahrnutého v příloze vyhlášky 395/1992 Sb. ve znění pozdějších novelizací nebo řady druhů různých kategorií červeného seznamu (Farkač et al. 2005) např. *Colymbetes striatus*, *Epithea bimaculata*, *Chrysops rufipes*, *Lecane arcuata*, *Micronecta minutissima*, *Nemotaulius punctatolineatus*, *Notomnata cyrtopus*, *Physa fontinalis*, *Rhantus notaticolis*, *Stratiomys chamaeleon*, *Sympecma fusca*. Naopak přítomnost některých citlivých druhů i opakovaně hlášených v minulosti vyžaduje ověření, týká se to např. druhu *Pisidium amnicum* (naposledy 2002) či *Sphaerium rivicola* (udáváno ze zcela netypického stanoviště v roce 2003).

Literatura

Beran L. 2002: Vodní měkkýši České republiky, Přírodovědný klub v Uherském Hradišti a Muzeum jihovýchodní Moravy ve Zlíně, 258 pp.

Buchar J. et al. 1995: Klíč k určování bezobratlých, Scientia, Praha, 285 pp.

Farkač J., Král D. & Škorpík M. (eds.) 2005: Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. Red list of threatened species in the Czech Republic. Invertebrates. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 760 pp.

Hrbáček J. et al. 1972: Limnologické metody, SPN, Praha, 208 pp.

Pruner L. & Míka P. 1996: Seznam obcí a jejich částí v České republice s čísly mapových polí pro síťové mapování fauny. *Klapalekiana*, 32 (Suppl.): 1-175.

Rozkošný R. et al. 1980: Klíč vodních larev hmyzu, ČAV Praha, 521 pp.

Šrámek-Hušek R. et al. 1962: Fauna ČSSR, sv. 16, Lupenonožci, ČSAV Praha, 470 pp.

DESET LET KOMPLEXNÍHO VÝZKUMU ZOTAVOVÁNÍ ŠUMAVSKÝCH JEZER A JEJICH POVODÍ Z ACIDIFIKACE

Vrba, J.^{1,2}, Fot, J.³, Kopáček, J.^{2,1}, Nedbalová, L.^{3,4}, Čtvrtlíková, M.^{2,4},
Šantrůčková, H.¹

¹ Přírodovědecká fakulta Jihočeské Univerzity, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice;
vrba@hbu.cas.cz

² Biologické centrum AV ČR, Hydrobiologický ústav, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice

³ Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy, Viničná 7, 128 44 Praha 2

⁴ Botanický ústav AV ČR, Dukelská 135, 379 82 Třeboň

Šumavská ledovcová jezera představují unikátní lokality pro limnologický výzkum hned z několika důvodů. Geologické podloží (krystalické horniny a půdy s nízkým obsahem bazických kationtů) a poloha Šumavy vzhledem ke vzdálenosti od emisních zdrojů síry (S) a dusíku (N) spolupůsobily při výrazném okyselení jezerních vod (tzv. atmosférické acidifikaci). Saturace jezerních povodí dusíkem a vysoké koncentrace toxického hliníku (Al) v jezerní vodě řadí Šumavu mezi imisemi nejpostiženější regiony v Evropě (Kopáček et al. 2002, Majer et al. 2003). Zároveň existují dlouhodobé údaje o oživení jezer, které dokumentují pokles biologické rozmanitosti vlivem atmosférické acidifikace (Vrba et al. 2003). Tento příspěvek shrnuje hlavní výsledky dlouholetého výzkumu acidifikovaných horských ekosystémů povodí–jezero, získané během poslední dekády širokým týmem spolupracovníků.

Zdokumentované výrazné změny jezerního chemismu ve druhé polovině 20. století umožnily dobře nakalibrovat model MAGIC 7 a modelovat kvalitu šumavských vod od předindustriálního období do budoucnosti. Předpokládané scénáře dalšího vývoje emisí do r. 2050 ovšem nedávají naději, že by mohlo dojít k úplnému obnovení původního chemismu šumavských jezer (Majer et al. 2003). Na výrazný pokles atmosférické depozice S a N po r. 1990 zareagoval jejich chemismus s několikaletým zpožděním, s charakteristickou hysterezí způsobenou vlastnostmi půd v povodích (Kopáček et al. 2002). Výrazně poklesly jak koncentrace hlavních aniontů (SO_4^{2-} , NO_3^-), tak koncentrace reaktivního Al (asi na polovinu maximálních hodnot, Vrba et al. 2006). Zatímco zhruba do r. 2000 bylo vyplavování Al spojeno především s uvolňováním SO_4^{2-} z půd, v poslední době je vyplavování Al vázáno na zvýšené koncentrace NO_3^- , především v období jarního tání, ale také v povodích, kde došlo k rozpadu lesa v důsledku kůrovcové kalamity. Několikaletý trend zvýšeného vyplavování N po odumření lesa byl zdokumentován v povodí Prášílského j. (po 1986) a Roklanského j. (po 1999) (Kopáček et al. 2002), od r. 2003 jej studujeme v rámci látkových bilancí v povodí Plešného jezera a dosavadní výsledky potvrzují hypotézu, že rozpad lesa po kůrovcové kalamitě se může projevit dočasným zpomalením příznivých trendů ve zotavování jezer.

Zmíněný výrazný pokles imisní zátěže Šumavy způsobil, že chemismus některých šumavských jezer už dovoluje obnovu uhličitanového pufrčního systému (Nedbalová et al. 2006). Podobný trend v biologickém zotavování jezer lze však pozorovat až v posledních letech, tedy minimálně 15–20 let po vrcholu acidifikace. I proto je jeden z nyní řešených projektů (GAČR 206/07/1200) zaměřen na limitující faktory a omezení biologického zotavování z acidifikace a klade si obecnější otázku – jaká je budoucnost horských ekosystémů Šumavy?

Biologické zotavování jezerních ekosystémů

Výsledky chemismu posledního vzorkování všech jezer (září 2007, Tab. 1) potvrdily rozdělení šumavských jezer do dvou skupin na základě minulého odběru (září 2003, Nedbalová et al. 2006): dosud silně acidifikovanými jezery zůstávají Černé, Čertovo, Roklanské a Plešné, zatímco poměrně dobře se zotavují jezera Velké Javorské, Malé Javorské, Laka, a zřejmě i Prášílské. Potvrdili jsme hojný výskyt buchanky *Cyclops abyssorum* ve Velkém Javorském j., Prášílském j. a (po asistované repatriaci) Plešném j., dále hojný výskyt perlooček *Holopedium gibberum* ve Velkém Javorském j., *Polyphemus pediculus* a *Ceriodaphnia quadrangula* v Malém Javorském j. a *Daphnia longispina* v Prášílském j. Překvapením byl nálezy *C. quadrangula* v planktonu Čertova j. (10 let po jejím návratu do Černého j.). Roklanské j. zůstává posledním okyseleným šumavským jezerem bez planktonních korýšů a s převažujícím vířníkem *Microcodon clavus*. Početnost acidotolerantních vířníků se oproti září 2003 zvýšila v planktonu všech jezer, s výjimkou Plešného j. (kde jejich redukci způsobil úspěšný rozvoj populace dravých buchank, Kohout a Fott 2006). Nečekané byly ovšem nálezy vířníka *Keratella hiemalis* v Černém j. a Čertově j. Tento druh byl v planktonu těchto jezer nalezen poprvé od počátku jejich intenzivního hydrobiologického výzkumu v roce 1979. Výskyt před počátkem acidifikace je pravděpodobný, avšak z této doby nemáme o vířnících spolehlivé údaje.

Velmi nápadná byla změna ve složení bakterioplanktonu oproti září 2003, především pokles biomasy vláken v acidifikovaných jezerech a jejich prakticky úplná absence v ostatních (Velkém i Malém Javorském, Prášílském a Laka), evidentně v důsledku vyššího predančního tlaku perlooček. Z téhož důvodu byly v září 2007 vesměs nízké koncentrace chlorofylu (Tab. 1). K výraznému nárůstu biomasy fytoplanktonu došlo v Roklanském j. – maximum chlorofylu se postupně přesouvalo ode dna (1999: 14,5 $\mu\text{g l}^{-1}$ v 11 m) do hypolimnia a metalimnia (2007: 12,8 $\mu\text{g l}^{-1}$ v 6 m), přičemž jeho koncentrace v epilimniu se zvýšily řádově (Vrba et al. 2003, Nedbalová et al. 2006, Tab. 1). Je zřejmé, že tyto změny odrážejí aktuálně větší úspěšnost řas v konkurenci o fosfor (P) s bakteriemi při absenci filtrujícího zooplanktonu. Klíčovou úlohu v dostupnosti P pro planktonní mikroorganismy v acidifikovaných jezerech má celkový obsah Al a jeho formy (Vrba et al. 2006), jež asi také spoluurčují úspěšnost přežívání planktonních korýšů. Dosud vysoké koncentrace Al v mesotrofním Plešném j. jsou asi nejpravděpodobnějším vysvětlením neúspěchu repatriace perloočky *Daphnia longispina* z Prášílského j. (na rozdíl od úspěchu buchanky *C. abyssorum*, Kohout a Fott 2006).

Byly také experimentálně prokázány toxické účinky iontového Al na reprodukci reliktních šídlatek, potvrzené i sledováním jezerních populací. Zatímco šídlatka ostnovýtrusná (*Isoëtes echinospora*) se od r. 2005 v Plešném j. úspěšně rozmnožuje (Čtvrtlíková et al. 2009), populace šídlatky jezerní (*I. lacustris*) v Černém j. dosud stagnuje. Hlavním důvodem je zřejmě delší raná ontogeneze šídlatky jezerní, během níž jsou klíčící stadia vystavena v Černém j. kyselé vodě s vysokým obsahem Al během zimního období. Kratší ontogeneze šídlatky ostnovýtrusné probíhá v Plešném j. v době letní stratifikace za příznivějšího složení vody.

Další důsledky kyselá depozice na ekosystémy horských smrčín v povodích

Povodí šumavských jezer, ležící v pásmu horských smrčín, byla během atmosférické acidifikace saturována dusíkem (Kopáček et al. 2002, Majer et al. 2003). Dlouhodobé sledování atmosférické depozice v povodích Čertova j. a Plešného j. a látkové bilance ukázaly nízké zadržování N v obou povodích. Po výrazném poklesu imisní zátěže z povodí často

odtéká více N, než odpovídá současnému ročnímu přísunu N depozicí. Studium mikrobiálních procesů v koloběhu N v dusíkem saturovaných půdách v obou povodích ukázalo, že mikrobiální přeměny N mohou být velmi rychlé, nerovnováha mezi příjmem a mineralizací N může vést k jeho akumulaci ve svrchních půdních horizontech, izolovaných sněhovou pokrývkou. Po jejím tání pak dochází ke zvýšenému vyplavování NO_3^- do jezer (Šantrůčková et al. 2009).

Analýza dřeva odebraného z letokruhů smrků z povodí Plešného j. umožnila zpětně posoudit živinové poměry v půdě během růstu stromu. Prudký pokles stabilního izotopu ^{13}C , stejně jako pokles poměru Ca:Al ve dřevě smrku mezi roky 1950–1980 jasně ukázaly zhoršení stavu smrku v období vrcholné atmosférické acidifikace, zatímco po r. 1990 je patrný náznak zotavování (Šantrůčková et al. 2007). K potvrzení tohoto trendu bude nutné zopakovat analýzy recentních přírůstků dřeva. Nicméně je nepochybné, že ekosystémy horských smrčín na Šumavě byly vlivem atmosférické depozice výrazně ovlivněny, podobně jako samotné jezerní ekosystémy.

Tab.1 Vybrané parametry chemismu jezerní vody (hladina) v září 2007
(CT – Čertovo, CN – Černé, RA – Roklanské, PL – Plešné, PR – Prášílské,
KA – Malé Javorské, GA – Velké Javorské, LA – Laka).

Jezero		CT	CN	RA	PL	PR	KA	GA	LA
pH		4.6	4.8	5.2	5.0	5.0	5.6	5.9	5.3
Alkalita (dle Grana)	mmol l^{-1}	-31	-17	-5	-11	-10	10	18	3
DOC (rozp. org. C)	mg l^{-1}	3.5	1.5	3.2	3.7	5.5	4.2	3.5	5.9
P (veškerý)	$\mu\text{g l}^{-1}$	2.6	2.9	7.0	14.9	5.8	5.7	4.7	7.2
$\text{NO}_3\text{-N}$	mg l^{-1}	0.44	0.82	0.35	0.79	0.20	0.21	0.23	0.69
SO_4^{2-}	mg l^{-1}	3.3	3.1	2.5	2.9	1.7	2.7	2.5	1.7
Al (veškerý reaktivní)	mg l^{-1}	0.31	0.23	0.26	0.49	0.17	0.16	0.15	0.19
Chlorofyl <i>a</i>	$\mu\text{g l}^{-1}$	3.0	2.5	6.7	23.5	3.8	5.8	2.5	2.6

Literatura

Čtvrtlíková M., Vrba J., Znachor P., Hekera P. 2009: The effects of aluminium toxicity and low pH on early ontogenesis of *Isoëtes echinospora*. Preslia 81: in press.

Kohout L., Fott J. 2006: Restoration of zooplankton in a small acidified mountain lake (Plešné Lake, Bohemian Forest) by reintroduction of key species. Biologia 61, Suppl. 20: S477–S483.

Kopáček J., Stuchlík E., Veselý J., Schaumburg J., Anderson I.C., Fott J., Hejzlar J., Vrba J. 2002: Hysteresis in reversal of Central European mountain lakes from atmospheric acidification. Water Air Soil Pollut. Focus 2: 91–114.

Majer V., Cosby B.J., Kopáček J., Veselý J. 2003: Modelling reversibility of Central European mountain lakes from acidification: Part I – the Bohemian Forest. Hydrol. Earth Syst. Sci. 7: 494–509.

Nedbalová L., Vrba J., Fott J., Kohout L., Kopáček J., Macek M., Soldán T. 2006: Biological recovery of the Bohemian Forest lakes from acidification. *Biologia* 61, Suppl. 20: S453–S465.

Šantrůčková H., Šantrůček J., Šetlík J., Svoboda M., Kopáček J. 2007: Carbon isotopes in tree rings of Norway spruce exposed to atmospheric pollution. *Environ. Sci. Technol.* 41: 5778–5782.

Šantrůčková H., Tahovská K., Kopáček J. 2009: Nitrogen transformations and pools in N-Saturated mountain spruce forest soils. *Biol. Fertil. Soils* 45: 395–404.

Vrba J., Kopáček J., Fott J., Kohout L., Nedbalová L., Pražáková M., Soldán T., Schaumburg J. 2003: Long-term studies (1871–2000) on acidification and recovery of lakes in the Bohemian Forest (central Europe). *Sci. Total Environ.* 310: 73–85.

Vrba J., Kopáček J., Bittl T., Nedoma J., Štrojsová A., Nedbalová L., Kohout L., Fott J. 2006: A key role of aluminium in phosphorus availability, food web structure, and plankton dynamics in strongly acidified lakes. *Biologia* 61, Suppl. 20: S441–S451.

LEAF LITTER DECOMPOSITION OF THREE RIPARIAN TREE SPECIES AND ASSOCIATED MACROINVERTEBRATES OF ESWATHU OYA, A LOW ORDER TROPICAL STREAM IN SRI LANKA

Walpolu, H.^{1,3}, Leichtfried, M.², Amarasinghe, M.¹ and Füreder, L.³

¹ University of Kelaniya, Department of Botany, Kelaniya, Sri Lanka

² Institute for Limnology, Austrian Academy of Sciences, Mondseestr. 9, A-5310 Mondsee, Austria

³ University of Innsbruck, Institute of Ecology, Technikerstr. 25, A-6020 Innsbruck, Austria

Introduction

Organic matter is an essential resource in most aquatic and terrestrial ecosystems (e.g. Cummins 1974). Allochthonous plant litter is an important energy source for organisms in streams (e.g. Leichtfried 2007), especially in upper reaches, where riparian vegetation cover limits primary production. Leaf decomposition, an important component of organic matter dynamics in streams (e.g. Fleituch & Leichtfried 2004), has been widely examined in temperate regions, but is much less documented in tropical regions. We report here the first study on leaf decomposition in Sri Lanka.

Study Site, Materials and Methods

The litterbag technique was used to investigate leaf breakdown and macroinvertebrate colonization in Eswathu Oya, a 1st order reach of a stream in the wet climatic zone of Sri Lanka. Coarse and fine mesh litterbags that included or excluded macroinvertebrates were used to enclose leaves of three dominant riparian tree species: (1) *Ochlandra stridula* (bamboo), a native member of the riparian vegetation, (2) *Alstonia macrophylla*, an exotic species without any industrial use, and (3) *Hevea brasiliensis* (rubber tree), an introduced species used in surrounding plantations for latex production. A fourth set of litterbags contained a mixture of these three species. A total of 228 coarse and 228 fine mesh size bags were exposed at one site. Twenty-four bags were removed from the stream at 19 occasions coinciding with sampling periods of 10 to 20 days (depending of the intensity of decomposition). The remaining leaf dry mass, ash free dry mass and *k*-rate were determined in each litterbag, and the leaf-associated macroinvertebrates were counted and identified.

Results, discussion

Leaf colonization by macroinvertebrates was highest at very early stages of the decomposition process on rubber leaves and decreased fast. The opposite colonization process was on the native bamboo leaves, slow and low colonization on the beginning, staying till end of the process. Decomposition of the three species was faster in the coarse than in the fine mesh bags. Contribution of zoobenthic fauna and mechanic abrasion explain this difference. *Alstonia macrophylla*, which exhibited the softest leaf tissue, was the fastest to decompose, while the native bamboo, with the tough structure, was the slowest. Insects are the most important leaf colonizing macroinvertebrate group in this stream, especially Diptera, Ephemeroptera and Plecoptera. Gammaridae, the so common group of Crustacea in decomposition processes of temperate zone streams, is here absent!

References

Cummins, K.W., 1974: Structure and Function of Stream Ecosystems.- Bio Science 24(11): 631-641.

Fleituch, T. & Leichtfried, M., 2004: Ash tree leaf litter (*Fraxinus excelsior* L.) breakdown in two different biotopes and streams. - Internat. Rev. Hydrobiol. 89 (5 - 6): 508 – 518.

Leichtfried, M., 2007: The Energy Basis of the Consumer Community in Streams Yesterday, Today and Tomorrow.... - Internat. Rev. Hydrobiol. 92 (4-5): 363 – 377.

SPECIES TRAITS REVIVAL ANEB CO VŠE LZE VYUŽÍT PRO HODNOCENÍ EKOLOGICKÉHO STAVU TOKŮ POMOCÍ MAKROZOOBENTOSU

Zahrádková, S.¹, Soldán, T.², Helešic, J.¹ a Němejcová, D.³

¹Ústav botaniky a zoologie, Přírodovědecká fakulta, Masarykova univerzita, Kotlářská 2, 611 37 Brno, Česká republika, e-mail: zahr@sci.muni.cz

²Biologické centrum, Entomologický ústav Akademie věd České republiky, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice, Česká republika, e-mail: soldan@entu.cas.cz

³Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, v.v.i., pob. Brno, Mojžírovo nám. 16, 612 00 Brno, Česká republika, e-mail: denisa_nemejcova@vuv.cz

Systémy hodnocení ekologického stavu toků jsou založeny mimo jiné na znalostech (i) biologických vlastností organismů (biologické "traits") a (ii) jejich nároků na abiotické podmínky prostředí (ekologické "traits"). Znalostí o autekologických charakteristikách jednotlivých druhů makrozoobentosu se systematicky využívá od dob prvních saprobiologických prací Kolkwitze a Marssona na počátku 20. století. Další vlna zájmu o autekologické charakteristiky v druhé polovině 20. století doprovázela zveřejnění zásadních ekologických teorií či konceptů říčních ekosystémů (viz např. funkční potravní skupiny a koncept říčního kontinua). Od 90. let byla věnována problematice "species traits" značná pozornost jako podkladu pro nové přístupy k hodnocení stavu toků související s rozvojem funkční ekologie. Další intenzivní výzkum byl zahájen v souvislosti s implementací Rámcové směrnice o vodách (2000); probíhal v Evropě především v rámci projektů AQEM, STAR a později též projektu Eurolimpacs, jehož hlavním tématem byly důsledky globálních změn klimatu. Zároveň s tím, jak se mění závažnost disturbancí určitého typu, přesouvá se pozornost k jiným charakteristikám druhů. Dříve byly využívány spíše ekologické "traits", nyní je pozornost více věnována biologickým "traits". Ekologické "traits" byly a jsou zatíženy poněkud tautologickým charakterem jejich odvozování, jsou však velmi užitečné, pokud jsou založeny na analýzách dat nebo seriózních expertních odhadech. Biologické "traits", bývají založeny na exaktnějších informačních vstupech a pro osvětlení jejich vazby k podmínkám prostředí jsou k dispozici pokročilé statistické metody. Stále větší pozornost je věnována vlastnostem, které umožňují přežití extrémních hydrologických situací, především sucha. Jsou to vlastnosti souvisejícím s životními cykly, způsobem dýchání, typem lokomoce atp. Tyto informace jsou však dosud jen zřídka sumarizovány do podkladu vhodných pro vývoj hodnotících metod. Tato sumarizace a korektní analýza vztahů mezi "traits" a proměnnými prostředí (včetně revize expertních odhadů) je jedno z aktuálních témat současných výzkumů. Revize starších údajů a kvalifikované zavedení nových bude znamenat kvalitativní posun v hodnocení ekologického stavu toků. V příspěvku je podán přehled významných ekologických a biologických "traits", jejich dostupnost a využitelnost pro hodnocení vlivu různých stresorů.

Výzkum byl podporován projekty MZP0002071101, MSM 0021622416 a QS500070505.

ŽÁBRONOŽKY (CRUSTACEA: ANOSTRACA) NA ÚZEMÍ ČESKÉ REPUBLIKY – PŘEDBĚŽNÉ VÝSLEDKY

Zavadil, V.¹, Merta, L.² a Štambergová, M.³

¹ ENKI, o.p.s., Dukelská 145, 379 01 Třeboň, arnoviza@seznam.cz

² Mrštíkovo nám. 53, 779 00 Olomouc, l.merta@post.cz

³ AOPK ČR, Nuselská 39, 140 00 Praha 4, stambergovam@seznam.cz

Žábronožky (Anostraca) patří mezi lupenonohé koryše (Branchiopoda). Celý řád v současnosti zahrnuje více než 270 žijících druhů, které žijí po celém světě (Brtek & Mura 2000). Toto číslo však zřejmě nebude konečné. Průzkum periodických tůní zaměřených na žábronožky se v posledních letech nebyvale zintenzívil (Eder et al. 1997, Mura & Takami 2000). Jen v posledních deseti letech bylo popsáno 12 nových druhů a 4 nové rody (Leyse et al. 2004). U nás žijící druhy ekologicky spojuje vazba na periodické tůně. Od dalších řádů lupenonožců – listonohů (Notostraca), škeblovek (Spinicaudata) a hrašníků (Laevicaudata) – se žábronožky morfologicky odlišují absencí jakéhokoli štítu či schránky. Z území ČR je historicky známo pět druhů žábronožek. Naše druhy mají řadu společných, ale i odlišných ekologických vlastností.

Žábronožka sněžní – *Eubbranchipus grubii* (Dybowski, 1860) je stanovištně vázána na jarní periodické tůně v aluviích větších vodních toků. Tůně, v nichž se žábronožky líhnou, se plní vodou během tání sněhu a zvýšené hladiny řek. K líhnutí vajíček dochází v předjaří a dospělé žábronožky nalézáme nejčastěji od konce března do konce května. Koryši z tůní mizí většinou před vyschnutím jejich biotopu v důsledku zvýšené teploty vody. Suchou část roku přežívají ve stadiu vajíček, která velmi dobře odolávají nejen absenci vody, ale též působení mrazu. Druh se živí filtrováním detritu, bakterií a řas z vodního sloupce. Bývá někdy kořistí listonoha jarního (*Lepidurus apus*), s nímž se často syntopicky vyskytuje.

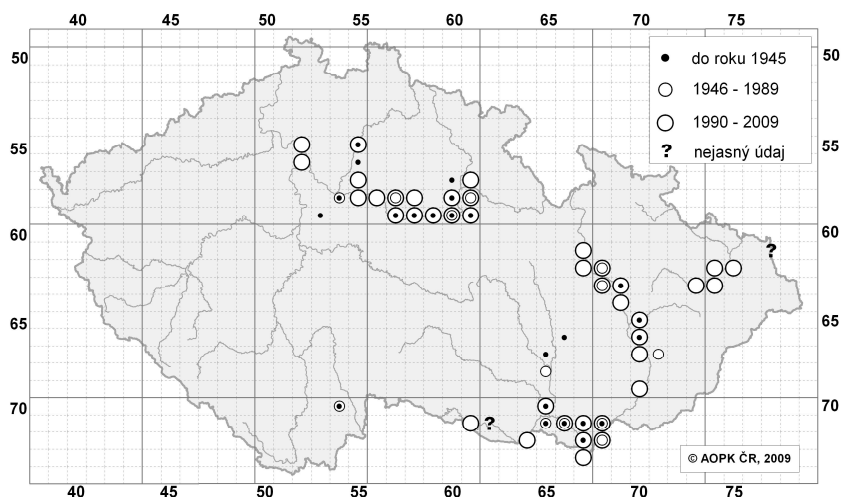
O výskytu na našem území máme první dochované údaje z druhé poloviny 19. století z Pojizeří a Polabí (Prach, 1862, Frič 1872, Anonymus 1876). Z analýzy historických i recentních dat vyplývá, že žábronožka sněžní je vázána na aluvia řek teplých nížinných oblastí. Nejvíce lokalit je v současnosti známo z povodí dolní Dyje, střední a dolní Moravy a Poodří. V Čechách je jádrem výskytu okolí řeky Labe, i když počet lokalit se zde oproti minulosti významně snížil. V povodí Jizery koryši přetrvávají jen na jednom místě. Překvapivě byla žábronožka sněžní zjištěna také v nivě Liběchovky v CHKO Kokořínsko (Sacherová 2007). Známý je také výskyt mimo říční aluvium (Anonymus 1876, Zavadil nepublikováno). Celkem je druh v současnosti znám z 50 mapovacích kvadrátů z celkového počtu 678 kvadrátů v ČR (7,37 % obsazených kvadrátů).

Žábronožka letní – *Branchipus schaefferi* Fischer, 1834 je stanovištně vázána na letní periodické tůně, vznikající v podstatě kdekoli v otevřených biotopech nížin a středních poloh (v našich podmínkách téměř do 700 m n.m.). K líhnutí vajíček dochází nejčastěji v červnu až srpnu. Tůně, v nichž se žábronožky líhnou, se plní vodou během silných letních dešťů. Při velmi teplém jaru může docházet k líhnutí už v dubnu, jak bylo pozorováno i v letošním roce. Za vhodných podmínek mohou žábronožky v tůňkách vydržet až do počátku prosince. Mizí odtud většinou s vyschnutím jejich biotopu, bezvodé období přežívají, jako všechny druhy, ve stadiu trvalých vajíček. Živí se taktéž filtrováním drobných organických partikulí. Samy

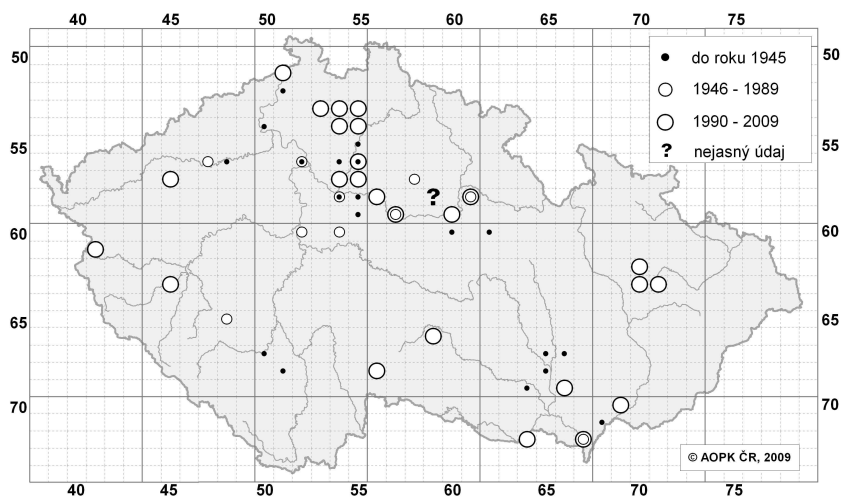
bývají predovány listonohem letním (*Triops cancriformis*), s nímž se často syntopicky vyskytují.

O výskytu ž. letní na našem území máme první dochované údaje z druhé poloviny 19. století od Loun a Děčína (Frič 1866, 1872). Z analýzy historických i recentních dat vyplývá, že druh nikdy nebyl striktně vázán na aluvia řek teplých nížinných oblastí. Nejvíce lokalit je v současnosti známo z bývalých i stále aktivních vojenských újezdů a cvičišť – např. VVP Ralsko, Mladá a Libavá (Zavadil & Honců 1997, Zavadil 2001, Merta & Roleček 2005). Celkem byl druh zjištěn ve 48 mapovacích kvadrátech (7,08 % obsazených kvadrátů).

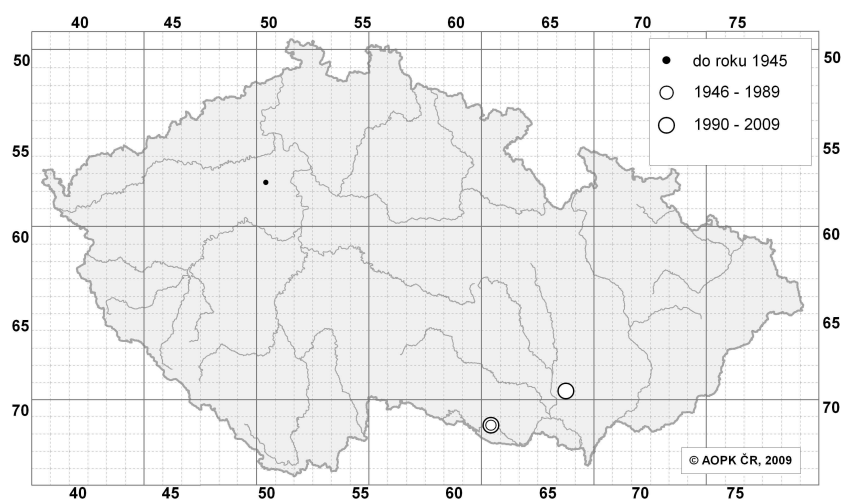
Eubranchipus grubii



Branchipus schaefferi



Chirocephalus carnuntanus



O dalších třech druzích žábronožek máme údaje jen velmi kusé, především pak ze současnosti. **Žábronožka divorohá – *Streptocephalus torvicornis* (Waga, 1842)** se v 19. století a v první polovině 20. století vyskytovala v okolí Mělníka, Prahy a Slaného (Frič 1866, 1872, Mrázek 1919, Schäferna 1931). Ve druhé půli 20. století byla nalezena na jediné lokalitě u Znojma (Kubíček 1965), odkud existují opětovná pozorování z let 1997-2000 (Zavadil, Reiter, Škorpík, nepublikováno). Její vymizení zřejmě souvisí s vysazením ryb do tůň; patrně zde přežívá pouze ve formě vajíček uložených v sedimentu. V ČR je známa jen z pěti mapovacích kvadrátů (0,74 % obsazených kvadrátů) a v současnosti je neznámá.

Zbylé dvě žábronožky patří k panonským druhům jarních tůň. **Žábronožka ploskochvostá – *Eubbranchipus hankoi* (Dudich 1927)** byla nalezena poněkud překvapivě na Slánsku roku 1929, v kvadrátu 5750 (Schäferna 1931). Poslední údaje z této lokality pocházejí z roku 1938 (Brtek & Straškraba 1958), od té doby je druh pro republiku neznámý. Historický nález z jediného kvadrátu činí pouze 0,15 % obsazených kvadrátů mapovací sítě. **Žábronožka panonská – *Chirocephalus carnuntanus* (Brauer 1877)** byla objevena spolu s ž. ploskochvostou v tůni u Pálečku na Slánsku (Schäferna 1931). Po válce byla nalezena nová lokalita druhu u Znojma (Kubíček 1965). Naposledy zde byla pozorována na jaře roku 2000 (Reiter & Škorpík, nepublikováno). Také její vymizení ze Znojemska patrně souvisí s vysazením ryb do tůň; teoreticky je možné, že zde přežívá ve formě vajíček. V dubnu letošního roku se podařilo objevit novou lokalitu druhu u Brna (Lysák & Merta, nepublikováno), kde se vyskytovala spolu s dalšími dvěma druhy velkých korýšů (s žábronožkou letní a listonohem letním). Je z ČR známa ze tří mapovacích kvadrátů, tj. 0,44 % obsazených kvadrátů. Poslední tři žábronožky patří mezi termofilní druhy, jejichž výskyt je na našem území myslitelný jen v nejteplejších regionech.

Literatura

ANONYMUS (1876): XXX [číslovaný příspěvek bez titulu]. *Vesmír* 5: 179.

BRTEK J., MURA G. (2000): Revised key to families and genera of the anostraca with notes on their geographical distribution. *Crustaceana* 73: 1037-1088.

- BRTEK, J. & STRAŠKRABA, M. (1958): K variabilite a synonymike žiabronôžky *Chirocephalopsis (Drepanosurus) hankoi* Dudich 1927. Zur Variabilität und Synonymik des Kiemenfusses *Chirocephalopsis (Drepanosurus) hankoi* Dudich 1927. *Prírodovedný Zborník Slovenského Múzea* 4: 16–21.
- EDER E., HÖDL W., GOTTWALD R. (1997): Distribution and phenology of large branchiopods in Austria. *Hydrobiologia* 359: 13-22.
- FRIČ, A. (1866): *Apus* a *Branchipus* v Čechách. *Živa* 13: 45-52.
- FRIČ, A. (1872): O korýších země české. *Archiv přírodovědecký k proskoumání Čech* 2, 4: 189-250.
- KUBÍČEK, F. (1965): K výskytu žábronožky *Pristicephalus carnuntanus* (Brauer), (Anostraca) na Moravě. *Zoologické listy* 14, 1: 91-92.
- LEYSE K.E., LAWLER S.P., STRANGE T. (2004): Effects of an alien fish, *Gambusia affinis*, on an endemic California fairy shrimp, *Linderiella occidentalis*: implications for conservation of diversity in fishless waters. *Biological Conservation* 118: 57-65.
- MERTA, L. & ROLEČEK, J. (2005): Vojenský výcvikový prostor Libavá – nová a ojedinělá lokalita žábronožky letní (*Branchipus schaefferi* Fischer, 1834) na Moravě. *Časopis Slezského Muzea, Opava (A)*, 54: 63-67.
- MRÁZEK, A. (1919): Z výpravy za žabronožkami a lupenonožkami. *Věda přírodní, Praha* 1, 3: 65-70.
- MURA G., TAKAMI G.A. (2000): A contribution to the knowledge of the anostracan fauna of Iran. *Hydrobiologia* 441: 117-121.
- PRACH, K. F. (1862): *Apus cancriformis* a *productus* v Čechách. *Živa* 10, 1: 68-69.
- SACHEROVÁ, V. (2007): Žábronožka sněžní *Eubbranchipus grubii* v povodích velkých řek České republiky. Průběžná zpráva za rok 2007. Praha, msc., 24 pp.
- SCHÄFERNA, K. (1931b): Über eine seltene Lokalität der Phyllopora anostraca in Mittelböhmen. *Verh. Intern. Ver. Limnol.* 5: 676-683.
- ZAVADIL, V. (2001): Výskyt žábronožky letní - *Branchipus schaefferi* a listonoha letního *Triops cancriformis* v bývalém vojenském újezdu Mladá. In: *Příroda, Praha* 8: 58-64.
- ZAVADIL, V. & HONCŮ, M. (1997): Listonoh letní – *Triops cancriformis cancriformis* Linné, 1758 žábronožka letní – *Branchipus schaefferi* Fischer, 1834 (Anostraca et Notostraca: Branchiopoda: Crustacea) v bývalém VVP Ralsko: výsledky předběžného průzkumu. *Bezděz, Česká Lípa* 5: 211-235.

REVITALIZACE RAŠELINIŠTĚ SOUMARSKÝ MOST

Zelenková, E.¹ a Horn, P.²

¹ Správa NP a CHKO Šumava, 1. máje 260, 38501 Vimperk

² Krajský úřad Jč kraje, U zimního stadionu 1952/2, 37076 České Budějovice

Vltavský luh představuje dodnes jednu z nejlépe zachovaných říčních niv s množstvím cenných rašeliníšť, odstavených říčních ramen a velkým množstvím rostlinných a živočišných druhů. V této nivě, 6km západně od města Volary, se nachází cca 90ha rašeliníště Soumarský Most. Vzniklo na odstaveném říčním rameni a ještě v první polovině 20. století byla podle rašelinářského průzkumu mocnost rašeliny v centrální části kolem 5-ti metrů a hladina podzemní vody dosahovala až k povrchu. Na části rašeliníště byla asi od poloviny 19. století těžena rašelina tzv. borkováním. Od šedesátých let 20. století se začalo těžit velkoplošným způsobem. Těžená plocha (přes 50ha) byla silně odvodněna systémem pravidelných příkopů a byly obnaženy velké plochy rašeliny v jednotlivých těžebních polích (viz letecké snímky z let 1947 a 1990). Než těžba skončila (v roce 2000), klesla mocnost rašeliny na většině plochy v průměru na 0,5m.



Správa NP a CHKO Šumava nechala v roce 1999 zpracovat projekt revitalizace, která byla provedena v letech 2003-2004. Akce byla financována z Programu revitalizace říčních systémů v celkové výši téměř 4 mil. Kč. Cílem revitalizace bylo zastavit odtok vody systémem kanálů, zachytit srážkové vody, snížit výpar a zamezit přehřívání obnažené rašeliny. Mezi hlavní revitalizační opatření na rašeliníšti patří hráze a hrázky v odvodňovacích kanálech (přes 400ks) nebo prahy v ploše rašeliníště zpomalující povrchový odtok. Důležitou součástí revitalizačních prací bylo také zahrnutí některých hlubokých kanálů včetně části centrálního kanálu. Jako prostředek k omezení výparu a přehřívání byla použita metoda mulčování obnažené rašeliny pokosenou trávou (provedeno cca na 12ha). Rostlinný materiál byl získán z vybraných ostřicových luk Vltavského luhu. Jen omezeně byla vyřezána část náletových dřevin.

Již v době přípravy revitalizačního projektu probíhal výzkum zajišťovaný Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích. Byla sledována hladina podzemní vody, její kvalita a byla zmapována aktuální vegetace. Opakování podrobného vegetačního mapování proběhlo v roce 2007. Srovnáním výsledků mapování bylo konstatováno, že celková pokryvnost vyšších rostlin vzrostla 3,5x (z cca 8ha v roce 1999 na 28ha v roce 2007). V současné době tedy víc jak 50% těženého prostoru je pokryto vegetací. Náletové dřeviny na některých místech odumřely v důsledku zamokření, jejich celková pokryvnost stoupla jen 1,25 násobně. Absolutně nejúspěšnějším kolonizátorem je suchopýr pochvatý, který se rozšiřuje i v místech sušších a nedávno opuštěných (pokryvnost zvětšil 8x). Plochy trvale zaplavené v důsledku revitalizace tvoří v současnosti 12% těžené plochy. Mělké zaplavené plochy jsou velmi úspěšně kolonizovány ostřicí zobánkatou a rašeliníky (celková pokryvnost rašeliníků vzrostla 6x – zřejmě i v důsledku umělého rozšiřování do vhodných biotopů). Obtížně kolonizovatelné

jsou hlubší vody, kde pro rašeliníky chybí opora a proto největší vodní plocha (2ha), která vznikla v nejnižším místě rašeliniště, zarůstá pouze u okrajů.

Uspokojující revitalizační efekt této akce je zvyšován každoročním doplňováním mulče na znovu obnaženou rašelinu (vlivem větru nebo splachu) a brigádnickými akcemi dobrovolníků, kteří případné zjištěné nedostatky opravují (např. netěsnící hráze).

VLIV POVODNÍ A PŘÍVALOVÝCH DEŠŤŮ NA SEZÓNÍ VÝVOJ FYTOPLANKTONU NÁDRŽE ŘÍMOV

Znachor, P., Hejzlar, J., Nedoma, J. a Rychtecký, P.

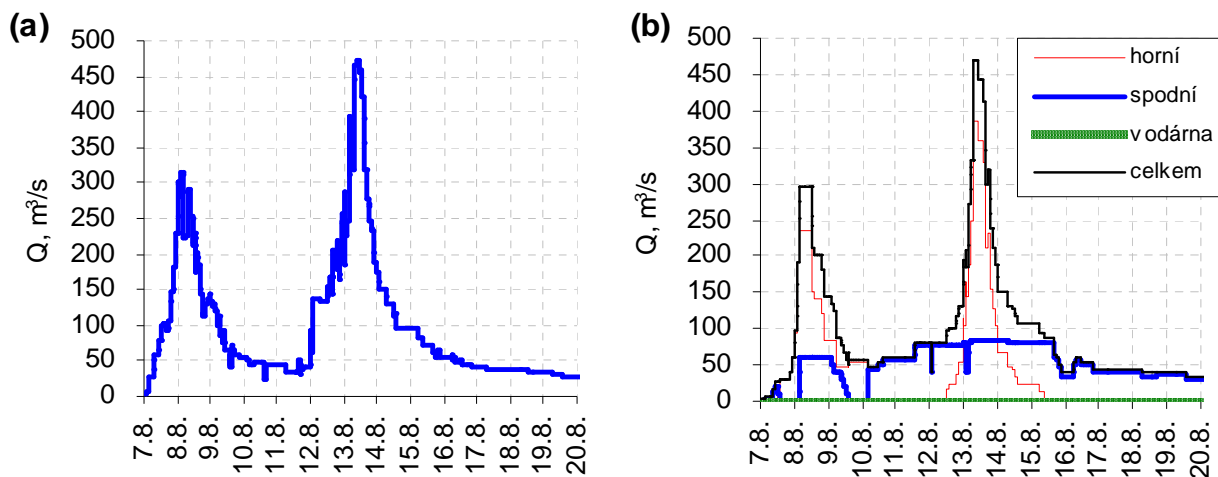
Biologické centrum AV ČR, v.v.i, Hydrobiologický ústav a Přírodovědecká fakulta JU, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice, e-mail: znachy@hbu.cas.cz

Disturbance v podobě povodní nebo přívalových dešťů mohou mít klíčový vliv na složení fytoplanktonu a jeho strukturu (Sommer et al., 1993). Tyto události mohou také významně ovlivnit sezónní vývoj fytoplanktonu a způsobit jeho odchýlení od očekávaného průběhu (Reynolds, 1993). Pro organismy nádržového ekosystému znamená extrémní povodeň náhlé narušení fyzikálních a chemických podmínek, např. změnami rychlosti vyplavování, dostupnosti anorganických živin, koncentrací organických látek a poklesem intenzity světla ve vodním sloupci spojeným se zákalem minerálních částic v povodňové vodě. Následné změny ve struktuře společenstev a potravních sítí mohou zpětně působit na jakost vody. Vliv povodní a přívalových dešťů na sezónní vývoj společenstva fytoplanktonu byl studován v posledních několika letech na nádrži Římov a tento příspěvek názorně ukazuje, že tyto události mohou významně ovlivnit nejen sukcesí, ale také prostorové rozložení fytoplanktonu v nádrži.

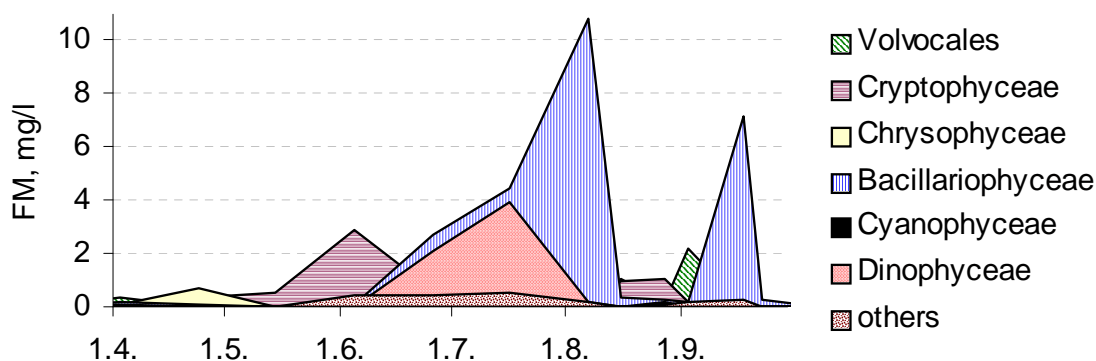
Povodeň v roce 2002

Nádrž Římov na Malši (14°40' E/48°50' N; celkový objem – 34 mil. m³; zatopená plocha – 2,1 km²; maximální hloubka - 43 m; průměrný průtok – 4,10 m³ s⁻¹; průměrná doba zdržení – 98 dní) je významný zdroj pitné vody pro region jižních Čech. V srpnu 2002 nádrž prošel povodňový průtok s kulminací odpovídající více než tisícileté vodě. Povodeň na Malši s průtokem větším než 30 m³ s⁻¹ trvala od 7. do 19. srpna 2002. Její průběh se vyznačoval dvěma kulminacemi (Obr. 1a). První kulminace (300 m³ s⁻¹) nastala 8. srpna po předchozím dvoudenním srážkovém úhrnu do povodí ~165 mm, druhá (470 m³ s⁻¹) 13. srpna po úhrnu ~130 mm. Objem povodňové vlny byl 110 mil. m³. Z hlediska kulminace lze povodeň hodnotit jako více než tisíciletou, z hlediska objemu se jednalo o dvojnásobek stoleté vody.

Až do povodně byla v nádrži typická letní teplotní stratifikace vodního sloupce s teplotou epilimnia 20-25 °C, teplotou hypolimnia v rozmezí 5-12 °C a se zamícháváním přítoku do metalimnia a epilimia. Povodeň měla za následek promíchání celé nádrže. Chemismus vody v nádrži u hráze se před povodní a po povodni lišil jen málo. Koncentrace živin, P_{celk} a NO₃-N, se po povodni poněkud zvýšily, ale nevybočily z rozmezí hodnot v minulých letech. Výrazný dopad měla povodeň na společenstvo fytoplanktonu (Obr. 2). Těsně před povodní dominovaly u hráze rozsivky (*Fragilaria crotonensis*), které byly povodní z nádrže zcela vyplaveny. Povodňovým přítokem obnovenou zásobu rozpuštěného reaktivního fosforu začaly ihned využívat rychle rostoucí druhy řas - *Cryptomonas marssonii*, *C. reflexa* a *Chlamydomonas* sp., které jsou v římovské nádrži typické pro jarní fytoplankton. K návratu situace do obvyklého průběhu došlo již koncem září, kdy se začaly opět rozvíjet rozsivky. I když došlo k vyplavení značné části biomasy fytoplanktonu, během méně než jednoho měsíce po povodni se původní dominantní druhy obnovily



Obr.1. Časový průběh přítoku do nádrže (a) a vypouštění (b) během povodně na nádrži Římov v srpnu 2002



Obr.2 Sezónní vývoj biomasy (FM) dominantních skupin fytoplanktonu v nádrži Římov v roce 2002

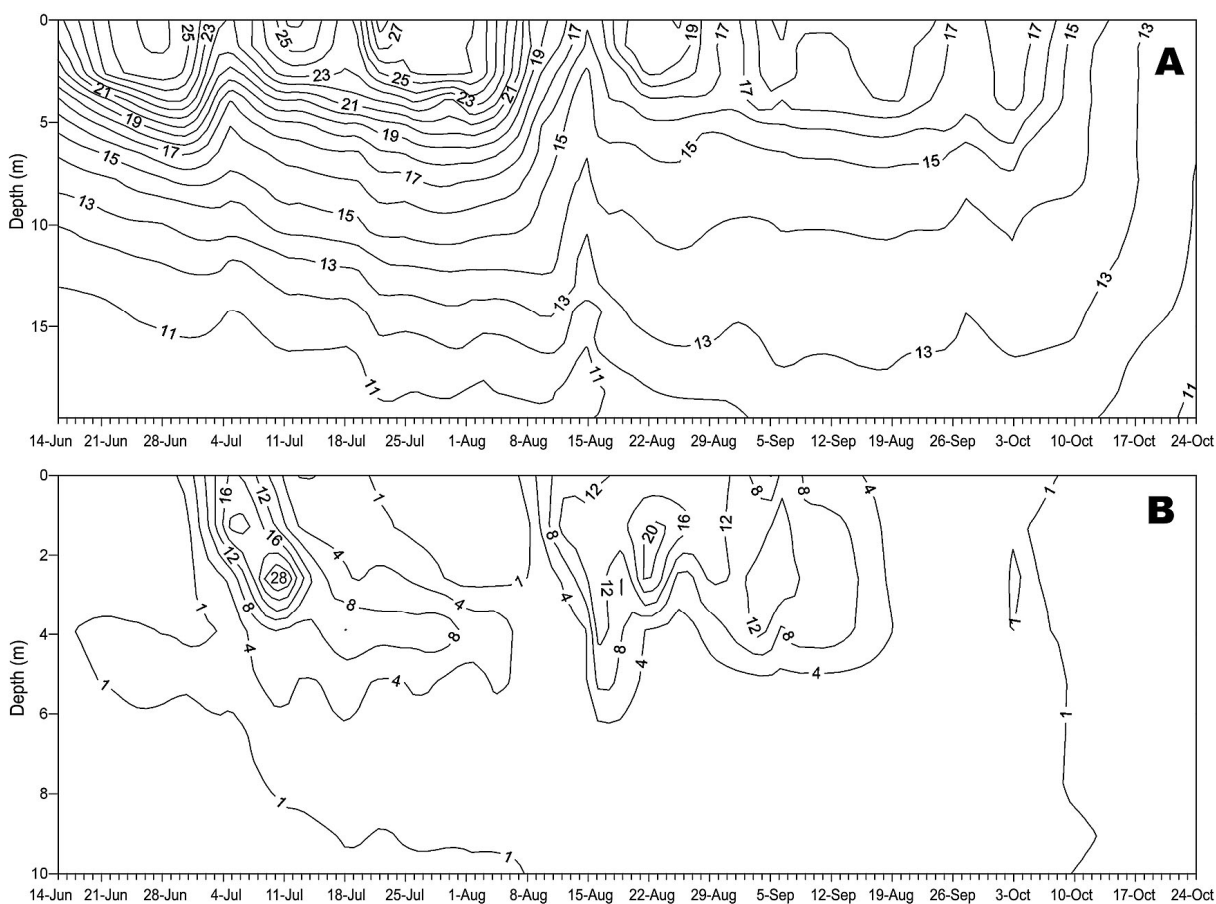
Přívalové deště v roce 2006

V roce 2006 jsme zaznamenali dva velké přívalové deště (29.–30. červen a 7.–8. srpen). Během 24 hodin spadlo v povodí nádrže Římov 74 mm (červen) a 60 mm srážek (srpen). Tyto srážkové události vyvolaly přívalové odtoky z povodí, které v kulminaci dosáhly $48 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (červen) a $58 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (srpen), významně narušily teplotní stratifikaci a způsobily zamíchání a ochlazení epilimnia (Obr. 3A). První příval prakticky znamenal počátek letního vývoje fytoplanktonu po fázi čisté vody (Obr. 3B). Fytoplankton byl tvořen téměř výhradně rozsivkou *Fragilaria crotonensis*. S obnovením teplotní stratifikace byla pozorována sedimentaci biomasy rozsivek a snížení množství rozpuštěného křemíku ve vodě. Za těchto podmínek začaly dominovat pikoplanktonní sinice, které vyčerpaly rozpuštěný reaktivní fosfor ve vodě. Zároveň s rozvojem sinicv epilimniu se obnovila zásoba rozpuštěného Si ve vodě, který ovšem nemohl být rozsivkami využit, neboť jejich biomasa byla akumulována v metalimniu, kde byl nedostatek světla pro jejich růst (Znachor & Nedoma, 2008). Extrémní

přívalový déšť začátkem srpna způsobil promíchání epilimnia, obnovil zásobu živin a umožnil opětovný rozvoj rozsivek. Bližší informace je možné nalézt v publikaci Znachor et al. (2008).

Přívalový déšť v roce 2007

V roce 2007 jsme měřili fyzikálně chemické a biologické parametry v celém podélném profilu nádrže Římov. Koncem léta (6.-7. září) spadlo v povodí nádrže Římov 80 mm srážek během 24 hodin, což mělo za následek odtokovou vlnu z povodí s kulminačním vrcholem $77 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ a vzestup hladiny v nádrži po předchozím suchém období o 3 metry. V období před touto událostí byla biomasa fytoplanktonu tvořená převážně druhem *Aphanizomenon flos-aquae*, který byl nahromaděn v přítokové zóně nádrže, zatímco u hráze byla jeho biomasa velmi nízká. Přívalový déšť začátkem září dramaticky změnil podmínky v nádrži a sehrál klíčovou roli v následném rozvoji a distribuci fytoplanktonu. Sinice z přítokové části nádrže se dostaly až ke hrázi, kde přetrvaly až do konce září.



Obr.3 Sezónní průběh teploty (A) a biomasy fytoplanktonu (B, $\mu\text{g l}^{-1}$ chlorofylu a) ve vertikálním profilu u hráze v roce 2006

Z prezentovaných výsledků je zřejmé, že povodně a přívalové lijáky významně ovlivňují nejen strukturu a složení fytoplanktonu, ale také jeho prostorové rozložení v podélném profilu nádrže. Je proto nanejvýš žádoucí, aby při studiu fytoplanktonu byly zohledněny také tyto doposud opomíjené faktory, neboť se mohou podstatnou měrou podílet na vysvětlení sezónního vývoje fytoplanktonu. Tento výzkum byl financován z prostředků grantových

projektů GA ČR 206/07/P407, 206/06/0462 a Programu cíleného výzkumu v Akademii věd 1QS600170504.

References

Reynolds, C. S., 1993. Scales of disturbance and their role in plankton ecology, *Hydrobiologia* 249: 157-171.

Sommer, U., J. Padisak, C. S. Reynolds & P. Juhasznagy, 1993. Hutchinson heritage - the diversity-disturbance relationship in phytoplankton, *Hydrobiologia* 249: 1-7.

Znachor, P. & J. Nedoma, 2008. Application of the PDMPO technique in studying silica deposition in natural populations of *Fragilaria crotonensis* (Bacillariophyceae) at different depths in a eutrophic reservoir, *Journal of Phycology* 44: 518-525.

Znachor, P., E. Zapomělová, K. Řeháková, J. Nedoma & K. Šimek, 2008. The effect of extreme rainfall on summer succession and vertical distribution of phytoplankton in a lacustrine part of a eutrophic reservoir, *Aquatic Sciences* 70: 77-86.

ADRESÁŘ ÚČASTNÍKŮ

RNDr.	Albertová	Olga			Wassermanova 928	Praha 5	152 00	
Mgr.	Babiánková	Lenka		Povodí Moravy s.p.	Dřevošská 11	Brno	601 75	Babiankova@povodi.cz
RNDr.	Baudišová	Dana	PhD.	Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M. v.v.i.	Podbabská 30	Praha 6	160 62	dana_baudisova@vuv.cz
RNDr.	Beracko	Pavel		Přírodovědecká fakulta Univerzity Komenského	Mlynska dolina B2	Bratislava, Slovensko	842 15	beracko@fns.uniba.sk
Mgr.	Bílý	Michal	PhD.	Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M. v.v.i.	Podbabská 30	Praha 6	160 00	bily@vuv.cz
Prof. RNDr.	Bitušík	Peter	CSc.	Fakulta přírodních vied, Univerzita Mateja Bela	Tajovského 40	Banská Bystrica, Slovensko	974 01	bitusik@fpv.umb.sk
Ing.	Bláha	Martin		Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický	Zátiší 728/II	Vodňany	389 25	blaha@vurh.jcu. Cz
Bc.	Boháč	Jiří		Povodí Ohře s.p.	Bezručova 4219	Chomutov	430 03	bohac@poh.cz
	Bojková	Jindřiška		Ústav botaniky a zoologie, Přírodovědecká fakulta Masarykova univerzita	Kotlářská 2	Brno	611 37	bojkova@centrum.cz
	Boldareva	Ekaterina	PhD.	Ústav fyzikální biologie JU	Zámek 136	Nové Hrady	373 33	boldareva@gmail.com
Mgr.	Bottová	Kvetoslava		Katedra ekológie Přírodovedeckej fakulty UK	Mlynska dolina B2	Bratislava, Slovensko	842 15	bottovak@gmail.com
Mgr.	Brabec	Karel	PhD.	Přírodovědecká fakulta Masarykovy univerzity	Kotlářská 2	Brno	611 37	brabec@sci.muni.cz
Mgr.	Brabcová	Lenka		Univerzita Palackého v Olomouci, Přírodovědecká fakulta Katedra ekologie a životního prostředí	tř. Svobody 26	Olomouc	772 46	formicula@email.cz
prof. RNDr.	Brandl	Zdeněk	CSc.	Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích Přírodovědecká fakulta, Katedra biologie ekosystémů	Branišovská 31	České Budějovice	370 05	zbrandl@prf.jcu.cz
Bc.	Burdová	Lucie	DiS.	Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy	Albertov 6	Praha 2	128 43	lucka.burdova@seznam.cz
Mgr.	Buriánková	Iva		Univerzita Palackého v Olomouci, Přírodovědecká fakulta Katedra ekologie a životního prostředí	tř. Svobody 26	Olomouc	771 46	ivaburiankova@seznam.cz
Ing.	Čejka	Tomáš	PhD.	Ústav zoológie SAV	Dúbravská cesta 9	Bratislava SK	841 04	tomas.cejka@savba.sk
RNDr.	Černý	Jaroslav	CSc.	Ústav zoologie SAV	Dúbravská cesta 9	Bratislava	845 06	jaroslav.cerny@savba.sk
RNDr.	Černý	Martin	PhD.	Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta Katedra ekologie	Viničná 7	Praha 2	128 44	cerny@natur.cuni.cz
Bc.	Červenková	Lenka		Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta Katedra ekologie	Viničná 7	Praha 2	128 44	xCervenkovaL@seznam.cz
RNDr.	Čiamporová- Zaťovičová	Zuzana	PhD.	Ústav zoológie SAV	Dúbravská cesta 9	Bratislava	845 06	zuzana.zatovicova@savba.sk
Ing.	Čiliak	Marek		Ústav botaniky a zoologie, přírodovědecká fakulta Masarykova univerzita	Kotlářská 2	Brno	611 37	ciliak@mail.muni.cz

Mgr.	Čuperová	Zuzana		Mikrobiologický ústav AV ČR Třeboň Oddělení autotrofních mikroorganismů	Opatovický mlýn	Třeboň	379 01	zuzana.cuperova@centrum.cz
RNDr.	Derka	Tomáš	PhD.	Přírodovědecká fakulta Univerzity Komenského Katedra ekologie	Mlynská dolina B2	Bratislava, Slovensko	842 15	derka@fns.uniba.sk
Mgr.	Dlouhá	Štěpánka		Katedra ekologie PFF UK Praha	Viničná 7	Praha 2	128 00	stepanka.dlouha@ceskesvycarsko.cz
RNDr.	Duras	Jindřich	PhD.	Povodí Vltavy, státní podnik	Holečkova 106/8	Praha 5	150 24	duras@pvl.cz
Doc. Ing.	Elster	Josef	CSc.	Botanický ústav AV ČR, Úsek ekologie rostlin, Centrum pro algologii	Dukelská 135	Třeboň	379 01	jelster@butbn.cas.cz
Mgr.	Faustová	Markéta		Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy	Viničná 7	Praha 2	128 44	ecology@natur.cuni.cz
Mgr.	Fiala	Daniel		Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, v.v.i.	Podbabská 30	Praha	160 62	fiala@vuv.cz
Ing.	Fidlerová	Dana		Výzkumný ústav vodného hospodářstva	Náb.arm.gen.L.Svobody 5	Bratislava, Slovensko	812 49	fidlerova@vuvh.sk
RNDr.	Forejt	Karel		Povodí Vltavy, státní podnik	Holečkova 8	Praha 5	150 24	forejt@pvl.cz
RNDr.	Fott	Jan	CSc.		Semická 3289/3	Praha 4	143 00	fott@natur.cuni.cz
RNDr.	Fuksa	Josef	CSc.	Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M. v.v.i.	Podbabská 30/2582	Praha 6	160 00	josef_fuksa@vuv.cz
RNDr.	Hašková	Anna		Povodí Vltavy, státní podnik	Holečkova 8	Praha 5	150 24	ahaskova@pvl.cz
RNDr.	Havel	Ladislav	CSc.	Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M. v.v.i.	Podbabská 2582/30	Praha 6	160 00	ladislav_havel@vuv.cz
RNDr.	Haviár	Matúš	PhD.	Výzkumný ústav vodného hospodářstva	Arm.gen.L. Svobodu 5	Bratislava	812 49	
Doc.RNDr.	Helešic	Jan	PhD.	Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta, Ústav botaniky a zoologie	Kotlářská 2	Brno	611 37	helesic@sci.muni.cz
RNDr.	Hess	Josef		Povodí Vltavy, státní podnik	Denisovo nábřeží 14	Plzeň	304 20	hess@pvl.cz
Ing.	Hlaváček	Jiří		Flow Group s.r.o.	Zahradnická 12	Brno	603 00	hlavacek@flow-group.com
Bc.	Hojerová	Eva		Mikrobiologický ústav AV ČR Třeboň, Oddělení autotrofních mikroorganismů	Opatovický mlýn	Třeboň	379 01	hojere01@prf.jcu.cz
RNDr.	Horecká	Mária	CSc.	Amedis, spol. s.r.o.	Mlynska10	Piešťany, Slovensko		maria.horecka@uvzsr.sk
	Horecký	Jakub	PhD.	Ministerstvo životního prostředí	Vršovická 1442/65	Praha 10	100 10	jakub.horecky@mzp.cz
Mgr.	Hotový	Jiří		Katedra ekologie, Přírodovědecká fakulta UK v Praze	Viničná 7	Praha 2	128 44	jiri.hotovy@seznam.cz
RNDr.	Hrbáček	Jaroslav		Hydrobiologický ústav AV ČR České Budějovice	Hekrova 3/820	Praha 11 Háje	149 00	Jhrbacek@seznam.cz
RNDr.	Husák	Štěpán	PhD.	Botanický ústav AV ČR , oddělení funkční ekologie	Dukelská 145	Třeboň	379 01	husak@butbn.cas.cz
RNDr.	Illéšová	Daniela	CSc.	Ústav zoologie SAV	Dúbravská cesta 9	Bratislava SK	841 04	illesova@savba.sk
RNDr.	Illyová	Marta	PhD.	Ústav zoologie SAV	Dúbravská cesta 9	Bratislava	845 06	marta.illyova@savba.sk
Mgr.	Jančula	Daniel		Botanický ústav AV ČR v.v.i.	Květná 8	Brno	603 65	jancula@sinice.cz

	Janeček	Emil		Povodí Ohře s.p.	Bezručova 4220	Chomutov	43004	janecek@poh.cz
Mgr.	Janovská	Hana		Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M. v.v.i.	Mojmírovo nám.16	Brno	612 00	hana_janovska@vuv.cz
RNDr.	Jarkovský	Jiří	PhD.	RECETOX, přírodovědecká fakulta Masarykovy univerzity	Kamenice 126/3	Brno	625 00	jarkovsky@iba.muni.cz
	Juračka	Petr		Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Katedra ekologie	Viničná 7	Praha 2	128 44	juracka@natur.cuni.cz
Ing. Dr.	Jurajda	Pavel		Ústav biologie obratlovců AV ČR v.v.i.	Květná 8	Brno	603 65	jurajda@brno.cas.cz
Ing.	Kadlecová	Kateřina		Česká zemědělská univerzita	Kamýcká 129	Praha	165 21	Katerina.Kadlecova@seznam.cz
Ing.	Klicpera	Jiří	CSc.	Inženýrská ekologie	Gočárová 615	Lázně Bohdaneč	533 41	klicpera@iol.cz;Jklicpera@seznam.cz
RNDr.	Klíčková	Monika		Vodárny a kanalizace Karlovy Vary, a.s., laboratoř Březová	Studentská 328/64	Karlovy Vary	360 07	mklickova@vodaqua.cz
	Koblížek	Michal	PhD.	Mikrobiologický ústav AV ČR Třeboň, Oddělení autotrofních mikroorganismů	Opatovický mlýn	Třeboň	379 01	koblizek@alga.cz
Doc.Ing.	Kočí	Vladimír	PhD.	VŠCHT Praha	Technická 5	Praha	166 28	vladimir.koci@vscht.cz
RNDr.	Kohušová	Kateřina			Evropská 117/125	Praha 6	162 00	katerina.kohusova@gmail.com
Mgr.	Kolaříková	Kateřina		Ústav pro životní prostředí, Přírodovědecká fakulta UK	Benátská 2	Praha 2	128 01	kolarikova.katerina@seznam.cz
RNDr.	Komárková	Jaroslav	CSc.	Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav	Na Sádkách 7	České Budějovice	370 05	jarkakom@hbu.cas.cz
RNDr.	Komzák	Petr		Povodí Moravy s.p.	Dřevařská 11	Brno	601 75	komzak@povodi.cz
Mgr.	Konvičková	Veronika		Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta, Ústav botaniky a zoologie	Kotlářská 2	Brno	602 00	v.konvickova@mail.muni.cz
Bc.	Kosík	Miroslav	DiS.	ENKI, o.p.s.	Dukelská 145	Třeboň	379 01	Mirek.Kosik@seznam.cz
RNDr.	Koza	Václav		Povodí Labe, státní podnik	Víta Nejedlého 951	Hradec Králové	500 03	koza@pla.cz
Mgr.	Kožený	Pavel		Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M. v.v.i.	Podbabská 30	Praha 6	160 00	pavel_kozeny@vuv.cz
Mgr.	Krajíček	Martin		Katedra ekologie PŘF UK Praha	Viničná 7	Praha 2	128 43	m.krajicek@gmail.com
RNDr.	Krám	Pavel	PhD.	Česká geologická služba	Klárov 3	Praha 1	118 21	pavel.kram@geology.cz
Prof.RNDr.	Krno	Iľja	DrSc	Katedra ekológie Prírodovedeckej fakulty UK	Mlynská dolina pavilón B2	Bratislava	842 15	krno@fns.uniba.sk
Mgr.	Kročá	Jiří		Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M. v.v.i.	Mojmírovo nám.16	Brno	612 00	jiri_kroca@vuv.cz
Mgr.	Křoupalová	Vendula		Ústav botaniky a zoologie, Přírodovědecká fakulta, Masarykova univerzita	Kotlářská 2	Brno	611 37	vkroupalova@seznam.cz
RNDr.	Kubalová	Silvia		RNDr.Silvia Kubalová - Fytoexpert	Dunajské nábr.40/3	Komárno	945 01	silvia.kubalova@centrum.sk; kubalova@fns.uniba.sk
Prof. Em.	Kubiček	František			Křídlovická 51/8	Brno	603 00	kubicek@sci.muni.cz

Mgr.	Kubošová	Klára		RECETOX, Přírodovědecká fakulta Masarykovy univerzity	Kotlářská 2	Brno	611 37	kubosova@iba.muni.cz
Mgr.	Kubová	Nela		Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta, Ústav botaniky a zoologie	Kotlářská 2	Brno	602 00	kubova.nela@seznam.cz
Ing	Kulasová	Alena		VÚV T.G.Masaryka	Podbabská 30	Praha6	169 00	smerovat na Hlavacka
RNDr.	Květ	Jan	CSc.	Ústav systémové biologie a ekologie AV ČR, Oddělení ekologie mokřadů	Dukelská 145	Třeboň	379 01	Jan.Kvet@seznam.cz
	Lánczos	Tomáš	PhD.	Katedra geochémie, Přírodovědecká fakulta Univerzity Komenského	Mlýnská dolina B2	Bratislava, Slovensko	842 15	lanczos@fns.uniba.sk
OR Dr.	Leichtfried	Maria		Institute for Limnology, Austrian Academy of Sciences	Herzog Odilostr. 101	Mondsee, Austria	A-5310	maria.leichtfried@oeaw.ac.at
RNDr.	Leontovyčová	Drahomíra		Český hydrometeorologický ústav	Na Šabatce 17	Praha 4	143 06	leontovycova@chmi.cz
Mgr.	Lešťáková	Margita		Výzkumný ústav vodného hospodárstva	Náb.arm.gen.L.Svobody 5	Bratislava, Slovensko	812 49	
RNDr.	Liška	Marek	PhD.	Povodí Vltavy, státní podnik	Holečkova 8	Praha 5	150 24	liska@pvl.cz
Mgr.	Mach	Václav		Univerzita Palackého v Olomouci, Přírodovědecká fakulta, Katedra ekologie a životního prostředí	tř. Svobody 26	Olomouc	771 46	
RNDr.	Macháček	Jiří	CSc.	Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav	Na Sádkách 7	České Budějovice	370 05	machacek@hbu.cas.cz
RNDr.	Makovinská	Jarmila	CSc.	Výzkumný ústav vodného hospodárstva	Náb.arm.gen.L.Svobody 5	Bratislava, Slovensko	812 49	
Mgr.	Manko	Peter		Prešovská univerzita, FHPV, Katedra ekológie	17. Novembra 1	Prešov, Slovensko	081 16	manko@unipo.sk
Doc. Ing.	Maršálek	Blahoslav	CSc.	Botanický ústav AV ČR v.v.i.	Květná 8	Brno	603 65	marsalek@brno.cas.cz
	Mašín	Michal	PhD.	Ústav fyzikální biologie JU	Zámek 136	Nové Hradky	373 33	mimasin@seznam.cz
Doc.RNDr.	Matěna	Josef	CSc.	Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav	Na Sádkách 7	České Budějovice	370 05	matena@hbu.cas.cz
	Medová	Hana		Mikrobiologický ústav AV ČR Třeboň, Oddělení autotrofních mikroorganismů	Opatovický mlýn	Třeboň	379 01	hanka-medova@email.cz
RNDr.	Mlejnková	Hana	PhD.	Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M. v.v.i.	Mojmírovo nám.16	Brno	612 00	hana_mlejnko@vuv.cz
Mgr.	Nedbalová	Linda	PhD.	Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Katedra ekologie	Viničná 7	Praha 2	128 44	lindane@natur.cuni.cz
RNDr.	Němejcová	Denisa		Výzkumný ústav vodohospodářský VUV T.G. M., pobočka Brno	Mojmírovo nám. 16	Brno	612 00	denisa_nemejcova@vuv.cz
RNDr.	Nováková	Jitka		DZS MŠMT, NK CEEPUS	Na Poříčí 4	Praha 1	110 00	jinovatka@atlas.cz
Ing.	Novikmec	Milan	PhD.	Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická Univerzita vo Zvolene	Masaryka 24	Zvolen	960 53	novikmec@vsld.tuzvo.sk
Ing.	Novotný	Ondřej		Plosab s.r.o.	Petrovice u Karviné 570		735 72	plosab@plosab.cz
Doc.RNDr.	Opravišová	Věra	CSc.	Ústav botaniky a zoologie, Přírodovědecká fakulta, Masarykova univerzita	Kotlářská 2	Brno	611 37	opravilo@sci.muni.cz

Mgr.	Pařil	Petr		Ústav botaniky a zoologie, Přírodovědecká fakulta, Masarykova univerzita	Kotlářská 2	Brno	611 37	paril@sci.muni.cz
RNDr.	Pastuchová	Zuzana	PhD.	Ústav zoologie SAV	Dúbravská cesta 9	Bratislava, Slovensko	045 06	zuzana.pastuchova@savba.sk
Bc.	Peřková	Markéta		PŘF UK Praha	Albertov 6	Praha	128 43	marketapeskova@post.cz
	Petrusek	Adam		Katedra ekologie PŘF UK Praha	Viničná 7	Praha 2	128 44	petrusek@cesnet.cz
Mgr.	Petřivalská	Karla		Ústav botaniky a zoologie, Přírodovědecká fakulta, Masarykova univerzita	Kotlářská 2	Brno	611 37	karlap@sci.muni.cz
Ing.	Potuřák	Jan		Povodí Vltavy, státní podnik, vodohospodářská laboratoř Č.Budějovice	Holečkova 8	Praha 5	150 24	potuzj@email.cz
RNDr.	Prchalová	Marie	PhD.	Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav	Na Sádkách 7	České Budějovice	370 05	marie.prchalova@hbu.cas.cz
RNDr.	Přikryl	Ivo		ENKI, o.p.s.	Dukelská 145	Třeboň	379 01	prikryl@enki.cz
Mgr.	Rucki	Jan		Povodí Vltavy, státní podnik	Holečkova 8	Praha 5	150 24	jrucki@seznam.cz
Mgr.	Růžičková	Sylvie		Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta, Ústav botaniky a zoologie	Kotlářská 2	Brno	611 37	Titanie@seznam.cz
RNDr.	Sacherová	Veronika	PhD.	Katedra ekologie PŘF UK Praha	Viničná 7 (zasílací), Albertov 6 (fakturační)	Praha 2	128 44	vsach@natur.cuni.cz
Bc.	Senoo	Takaaki		Ústav životního prostředí, Přírodovědecká fakulta UK	Vřesová 681/17	Praha 8	181 00	kappatakaaki@yahoo.co.jp
RNDr.	Schenkova	Jana	PhD.	Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta, Ústav botaniky a zoologie	Kotlářská 2	Brno	611 37	schenk@sci.muni.cz
RNDr.	Skácelová	Olga	PhD.	Moravské zemské muzeum	Zelný trh 6	Brno	625 00	oskacelova@mzm.cz
Mgr.	Skála	Ivan		Povodí Vltavy, státní podnik	Holečkova 8	Praha 5	150 24	iskala@pvl.cz
Prof.RNDr.	Sládečková	Alena	CSc.		Havlovického 3	Praha 4	147 00	sladeczek@chmi.cz
Ing.	Slezáková	Katarína		Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, v.v.i.	Mojmírovo nám. 16	Brno	612 00	katarina_slezakova@vuv.cz
Mgr.	Smolák	Radoslav		Prešovská univerzita, FHPV, Katedra ekologie	Ul. 17 Novembra č. 1	Prešov, Slovensko	081 16	eres@unipo.sk
Prof. RNDr.	Soldán	Tomáš	Dr.Sc.	Biologické centrum Akademie věd České republiky, Entomologický ústav v.v.i.	Branišovská 31	České Budějovice	370 05	soldan@entu.cas.cz
RNDr.	Straškrábová	Viera	Dr.Sc.	Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav	Na sádkách 7	České Budějovice	370 05	straskraba@volny.cz
Ing.	Svitok	Marek		Fakulta ekologie a environmentalistiky, Technická Univerzita vo Zvolene	Masaryka 24	Zvolen	960 53	svitok@vsld.tuzvo.sk
Bc.	Svobodová	Jana		Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích	Třemblaty 44	Ondřejov	251 65	jaternik@centrum.cz
Mgr.	Sychra	Jan		Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta, Ústav botaniky a zoologie	Kotlářská 2	Brno	611 37	dubovec@seznam.cz
Mgr.	Syrovátko	Vít		Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M. v.v.i.	Podbabská 30/2582	Praha 6	160 00	syrovat@sci.muni.cz
Mgr.	Špaček	Jan	PhD.	Povodí Labe, státní podnik	Víta Nejedlého 951	Hradec Králové	500 03	spacek@pla.cz

RNDr.	Šporka	Ferdinand	CSc.	Ústav zoologie SAV	Dúbravská cesta 9	Bratislava, Slovensko	845 06	ferdinand.sporka@savba.sk
RNDr.	Štefková	Elena	PhD.	Ústav zoologie SAV	Dúbravská cesta 9	Bratislava	845 06	elena.stefkova@savba.sk
Ing.	Švehla	Jaroslav		Katedra aplikované chemie ZF, Jihočeská univerzita	Studentská 13	České Budějovice	370 05	svehla@zf.jcu.cz
Mgr.	Tátosová	Jolana	PhD.	Ústav pro životní prostředí, Přírodovědecká fakulta UK	Benátská 2	Praha	128 01	jolana@blatna.cuni.cz
Mgr.	Tošenovský	Evžen		Katedra zoologie, Přírodovědecká fakulta UP Olomouc	Tř.Svobody 26	Olomouc	771 46	E.Tosenovsky@seznam.cz
RNDr.	Uher	Bohuslav	PhD.	Ústav botaniky a zoologie, Přírodovědecká fakulta, Masarykova univerzita	Kotlářská 2	Brno	611 37	uherius@sci.muni.cz
	Uhlíř	František		Palivový kombinát Ústí, státní podnik		Ústí nad Labem	400 76	vaclav.fris@pku.cz
Bc.	Uhlířová	Alena		Palivový kombinát Ústí, státní podnik		Ústí nad Labem	401 76	vaclav.fris@pku.cz
Bc.	Ungermanová	Lenka		Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy	Větrná 407	Uherské Hradiště	686 05	lenka.ungermanova@centrum.cz
RNDr.	Uvira	Vladimír	Dr.	Katedra zoologie, Přírodovědecká fakulta UP Olomouc	Tř.Svobody 26	Olomouc	771 46	uvirav@prfnw.upol.cz
Mgr.	Valová	Zdenka	PhD.	Ústav biologie obratlovců AV ČR v.v.i.	Květná 8	Brno	603 65	valova@ivb.cz
Mgr.	Vaničková	Ivana		Přírodovědecká fakulta Jihočeské univerzity v ČB, Katedra biologie ekosystémů	Branišovská 31	České Budějovice	370 05	ivana.vanickova@gmail.com
Mgr.	Vařecha	Daniel		Povodí Odry, státní podnik	Varenská 49	Ostrava	701 26	varecha@pod.cz
Mgr.	Vařechová	Markéta		Ostravské vodárny a kanalizace a.s.	Nádražní 28/3114	Ostrava Moravská Ostrava	729 71	balharova.petra@ovak.cz
Mgr.	Vašek	Mojmír	PhD.	Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav	Na sádkách 7	České Budějovice	370 05	mojmir.vasek@seznam.cz
Mgr.	Větrčíček	Stanislav		Povodí Moravy s.p.	Dřevařská 11	Brno	601 75	vetricek@povodi.cz
Mgr.	Vláčilová	Alena		Katedra zoologie, Přírodovědecká fakulta UP Olomouc	Tř. Svobody 26	Olomouc	771 46	VlacilovaAlena@seznam.cz
Mgr.	Vojtásek	Stanislav		Povodí Odry, státní podnik	Varenská 49	Ostrava	701 26	votasek@pod.cz
Bc.	Vondrák	Daniel		Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Katedra ekologie	Viničná 7	Praha 2	128 44	danvondrak@seznam.cz
Mgr.	Vrabec	Vladimír	PhD.	Česká zemědělská univerzita, Katedra zoologie a rybářství, FA PPZ	Kamýcká 129	Praha 6 Suchdol	165 21	vrabec@af.czu.cz
Doc., RNDr.	Vrba	Jaroslav	CSc.	Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav	Na sádkách 7	České Budějovice	370 05	vrba@hbu.cas.cz
Mgr.	Vyšín	Jozef		Prešovská univerzita, FHPV, katedra ekológie	17.novembra 1	Prešov, Slovensko	081 16	vysin1984@orangemail.sk
Doc.RNDr.	Zahrádková	Světlana	PhD.	Ústav botaniky a zoologie, Přírodovědecká fakulta, Masarykova univerzita	Kotlářská 2	Brno	611 37	zahr@sci.muni.cz
MUDr.	Zavadil	Vít		ENKI, o.p.s.	Dukelská 145	Třeboň	379 01	arnoviza@seznam.cz

Mgr.	Zbořil	Aleš		Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, v.v.i.	Podlabská 30/2582	Praha 6	160 00	zboril@vuv.cz
Ing.	Zelenková	Eva		Správa NP a CHKO Šumava	1.máje 260	Vimperk	385 01	eva.zelenkova@npsumava.cz
Mgr.	Zelený	Luboš		Povodí Vltavy, státní podnik	Holečkova 8	Praha 5	150 24	zeleny@pvl.cz
Mgr.	Zemanová	Andrea		Povodí Vltavy, státní podnik	Denisovo nábřeží 14	Plzeň	304 20	boudova@pvl.cz
RNDr.	Znachor	Petr	PhD.	Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav	Na Sádkách 7	České Budějovice	370 05	znachy@hbu.cas.cz

Název : Sborník příspěvků 15. konference
České limnologické společnosti a Slovenskej limnologickej
spoločnosti

Vydavatel: Česká limnologická společnost, Podbabská 30, 160 62 Praha 6

Editoři: Lenka Kröpfelová a Jana Šulcová

Vydání: první

Rok vydání: 2009

Náklad: 180 výtisků

Tisk: Tiskárna JAVA, Třeboň

ISBN: 978-80-254-4698-0

Tato publikace neprošla redakční ani jazykovou úpravou.