

VODOHOSPODÁŘSKÁ KONFERENCE

VODNÍ NÁDRŽE 2015

6.–7. ŘÍJNA 2015



Konferenci pořádá státní podnik Povodí Moravy ve spolupráci s Českou vědeckotechnickou vodohospodářskou společností, s ostatními státními podniky Povodí a partnery.

Generální partner



Hlavní partner



Partneři



Odborní partneři



Ostatní státní podniky Povodí



Konference se koná pod záštitou ministra zemědělství, ministra životního prostředí a Jihomoravského kraje



Programový výbor konference

Prof. Ing. Vojtěch Broža, DrSc., České vysoké učení technické v Praze
Prof. RNDr. Jaroslav Vrba, CSc., Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Prof. Ing. Miloš Starý, CSc., Vysoké učení technické v Brně
Doc. Ing. Josef Hejzlar, CSc., Biologické centrum Akademie věd ČR, v. v. i.
Doc. RNDr. Martin Rulík, Ph.D., Univerzita Palackého v Olomouci
RNDr. Jindřich Duras, Ph.D., Povodí Vltavy, státní podnik
RNDr. Jakub Borovec, Ph.D., Biologické centrum Akademie věd ČR, v. v. i.
Mgr. Pavel Rosendorf, Výzkumný ústav vodohospodářský TGM, v. v. i.
Ing. Petr Vít, Česká vědeckotechnická vodohospodářská společnost
Ing. Marek Viskot, Povodí Moravy, s.p.
Mgr. Dušan Kosour, Povodí Moravy, s.p.

Vydavatel

Povodí Moravy, s.p., Dřevařská 11, 602 00 Brno
1. vydání, 300 výtisků, 178 stran

Editor

Mgr. Dušan Kosour a kolektiv

Citace/citation

KOSOUR, Dušan et al., ed. *Vodní nádrže 2015: 6.–7. října 2015, Brno, Česká republika. Brno: Povodí Moravy, s.p., 2015. ISBN 978-80-260-8726-7*
KOSOUR, Dušan et al., ed. *Water reservoirs 2015: October 6–7, 2015, Brno, Czech Republic. Brno: Povodí Moravy, s.p., 2015. ISBN 978-80-260-8726-7*

Tisk a grafická úprava

Litera Brno

Za jazykovou úpravu a obsah příspěvků zodpovídají autoři.

ISBN 978-80-260-8726-7

POVODÍ MORAVY, S.P.

Spravujeme pro Vás 12 841 km vodních toků, 30 velkých a 141 malých vodních nádrží a více než 1 100 km ochranných protipovodňových hrází...



- Disponujeme akreditovanou vodohospodářskou laboratoří
- Spolupracujeme na mezinárodních projektech
- Připravujeme opatření k povodním a suchu
- Pořádáme konference s mezinárodní účastí
- Chráníme a pečujeme o množství a jakost povrchových a podzemních vod
- Realizujeme protipovodňová opatření
- Provozujeme rybářské hospodaření
- Spravujeme vodní cesty
- Vybavujeme jezy varovnými cedulemi a bezpečnostními prvky
- Provádíme speciální geodetickou činnost



**Pečujeme o vodní zdroje –
– chráníme naši budoucnost**

POVODÍ MORAVY, S.P.

Vodohospodářské laboratoře Povodí Moravy, s.p.



Vodohospodářské laboratoře Povodí Moravy, s.p. jsou zkušební laboratoři č. 1190 akreditovanou Českým institutem pro akreditaci o. p. s. dle normy ČSN EN ISO/IEC 17025.

Poskytované služby:

- vzorkování pitných, podzemních, povrchových, odpadních vod a vod ke koupání, pevných matric přírodního původu (např. sediment, kal, zemina, plavenina, odpad – sedimenty ukládané na skládky, řasy, sinice, makrozoobentos, fyto-bentos, makrofyta) dle platné legislativy,
- analytické, fyzikálně-chemické, biologické a mikrobiologické zkoušky pitných, podzemních, povrchových, odpadních vod a vod ke koupání, výluhů, plavenin, sedimentů, půd, kalů a biologického materiálu dle platné legislativy.

Bližší informace o činnosti a rozsahu poskytovaných služeb vodohospodářskou laboratoří Povodí Moravy, s.p. jsou uvedeny na stránkách:

www.pmo.cz/cz/cinnost/vodohospodarske-laboratore

OBSAH

Určení hydrologické spolehlivosti vodohospodářského řešení zásobní funkce nádrže v podmínkách nejistotami zatížených vstupních dat <i>Marton D., Starý M., Paseka S., Menšík P.</i>	5	Jakostní model povodí VD Vranov <i>Hanák R., Ryšavý S.</i>	73
Nový přístup k řízení zásobní funkce nádrže v málo vodném období <i>Menšík P., Marton D., Starý M.</i>	9	Abwasserbehandlung in Österreich <i>Überreiter E.</i>	78
Vláhová bilance jako ukazatel možného zásobení krajiny vodou <i>Rožnovský J., Kohut M., Chuchma F.</i>	13	Vysoká eutrofizační účinnost fosforu původem z odpadních vod v nádrži Lipno <i>Hejzlar J., Znachor P., Sobolíková Z., Rohlík V.</i>	81
BIOSEALING – technologie zatěsňování průsaků sypaných hrází <i>Rupp D., Pazdírek O.</i>	19	Critical review of phosphorus problematic in Europe: Nutrient and pollutant <i>Rocha J., Kočí V.</i>	88
Vodárenská nádrž Hřiňová – 50 roků prevádzky vodnej stavby <i>Sýkora R., Ič T.</i>	25	Co je nového kolem fosforu? <i>Duras J.</i>	92
Modelový výzkum bezpečnostních přelivů VD Ludkovice a VD Bojkovice <i>Králík M., Satrapa L., Zukal M.</i>	29	Vliv zdrojů znečištění na eutrofizaci vodních nádrží – případová studie Stanovice <i>Bartošová L., Beránek J.</i>	94
Využití malých vodních nádrží pro transformaci povodňových průtoků <i>Tlapák V., Šálek J., Pelikán P., Pilařová P.</i>	32	Změna vstupu fosforu do vodárenské nádrže Švihov a jejího povodí v období rekonstrukce ČOV Pelhřimov <i>Dobiáš J., Duras J., Forejt K.</i>	101
Vodohospodářské dluhy a dluhy jiných ve vztahu k nádržím <i>Broža V.</i>	36	Vliv intenzivního klecového chovu ryb na jakost vody v nádrži Nechanice <i>Zahrádka V., Mikulcová P.</i>	109
Studie ochrany půdy a vody v povodí Jihlavy – návrh opatření a modelová účinnost <i>Konečná J., Karásek P., Podhrázká J., Fučík P.</i>	39	Vodní nádrže jako silně ovlivněné vodní útvary aneb co po nás Evropa vlastně chce? <i>Opatřilová L.</i>	111
Eroze zemědělské půdy a její význam pro zanášení a eutrofizaci nádrží v ČR <i>Krása J., Jáchymová B., Bauer M., Dostál T., Rosendorf P., Hejzlar J., Borovec J., Bečička M.</i>	43	„Koupací oblasti“ ČR a problémy s jejich vymežováním <i>Pummann P., Kothan F.</i>	115
In-stream phosphorous retention and sedimentary phosphorous release in agricultural headwater streams <i>Weigelhofer G.</i>	47	Hodnocení rybářského využití koupacích vod v povodí řeky Moravy s ohledem na možné interakce s vývojem kvality vody <i>Adámek Z., Jurajda P.</i>	119
Rybniční sediment – nový pohled na recyklaci živin v zemědělské krajině <i>Potužák J., Duras J., Kröpfelová L., Šulcová J., Chmelová I., Benedová Z., Svoboda T., Novotný O.</i>	50	Farmaka našich vod <i>Liška M., Soukupová K., Kule L., Metelková A., Koželuh M.</i>	125
Co umíme říci o sedimentech, aneb hodnocení sedimentů v nádržích ve vztahu k eutrofizaci <i>Jan J., Borovec J., Hubáček T.</i>	55	Screening emergentních polutantů v povrchových vodách pomocí pasivních vzorkovačů <i>Kodeš V., Grabic R.</i>	129
VN Vranov – situace a možnosti řešení jakosti vody <i>Kosour D., Duras J., Hanák R.</i>	61	Může složení rybí obsádky ovlivnit zdravotní stav ryb ve vodárenských nádržích? <i>Jelínková E., Krechler I., Navrátil S., Marková Z., Palíková M.</i>	136
Detailní monitoring odnosu fosforu do VD Vranov <i>Fiala D.</i>	68	POSTEROVÁ SEKCE	
		Infiltrační a protierozní efekt výsevu různých travních směsí na hrázích rybníků <i>Badalíková B., Novotná J., Vymyslický T., Červinka J.</i>	140
		Kyslíková past v údolních nádržích <i>Duras J., Kosour D.</i>	143

VN Plumlov – projekt zlepšení jakosti vody

Kosour D., Duras J.

**Analýza vlivu nejistot vstupních dat
na vodohospodářské řešení zásobního
objemu nádrže**

Paseka S., Marton D.

**Využití malých vodních nádrží k čištění
znečištěných povrchových a odpadních vod**

Šálek J., Tlapák V., Pelikán P., Pilařová P., Štencel M.

146

**Změna litorálních porostů PP Zelendárky
u Protivína**

Petrů A., Tesařová B., Pecharová E.

157

149

**Nakládání se sedimentem z vodních nádrží,
možnosti rozdělení a dalšího
využití sedimentu**

Vrzák J., Knotek J., Borovec J., Dadejík M., Krist P.

161

153

URČENÍ HYDROLOGICKÉ SPOLEHLIVOSTI VODOHOSPODÁŘSKÉHO ŘEŠENÍ ZÁSOBNÍ FUNKCE NÁDRŽE V PODMÍNKÁCH NEJISTOTAMI ZATÍŽENÝCH VSTUPNÍCH DAT

Daniel Marton, Miloš Starý, Stanislav Paseka, Pavel Menšík

*Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství krajiny,
Žitkova 17, 602 00 Brno, tel. +420 541 147 773, marton.d@fce.vutbr.cz*

Abstrakt

Cílem článku je představit koncept využití metody Monte Carlo k zavedení nejistot do všech vstupních hydrologických a provozních dat potřebných pro návrh a provoz nádrže. Zavedením nejistot do uvažovaných vstupů vodohospodářského řešení nádrže je následně i vypočtený objem nádrže zatížen nejistotami. Stejně tak jsou zatíženy nejistotami i hodnoty odtoků vody z nádrže a hydrologické zabezpečení. Pro výpočty byl sestaven simulační model chování nádrže, který umožní vyhodnotit výsledky řešení a tím přispět k redukci nebezpečí vzniku poruchy, resp. nedostatku vody při provozu vodohospodářských nádrží v průběhu málovodných a suchých období.

Klíčová slova: nejistoty; zabezpečení; zásobní objem nádrže; metoda Monte Carlo; průměrný měsíční průtok.

Abstract

The aim of the article is to introduce the concept of Monte Carlo method for incorporating the uncertainties into the all hydrological and operational data inputs, which are needed to design and operation of large open water reservoir. Incorporating uncertainties into data inputs during calculation of reservoir storage capacity, then the consequent active conservation storage capacity is loaded by uncertainties. In the same way the values of outflow water from reservoir and hydrological reliability are affected by these uncertainties as well. For these kind of calculations the reservoir simulation model has been built, which simulate behavior operation of reservoir and is able to evaluate the results of simulations and help to reduction risk of storage capacity failure, respectively reduction of water shortages during reservoirs operation during low water and dry periods.

Keywords: uncertainties; reliability; reservoir storage capacity; Monte Carlo method; mean monthly flows.

Úvod

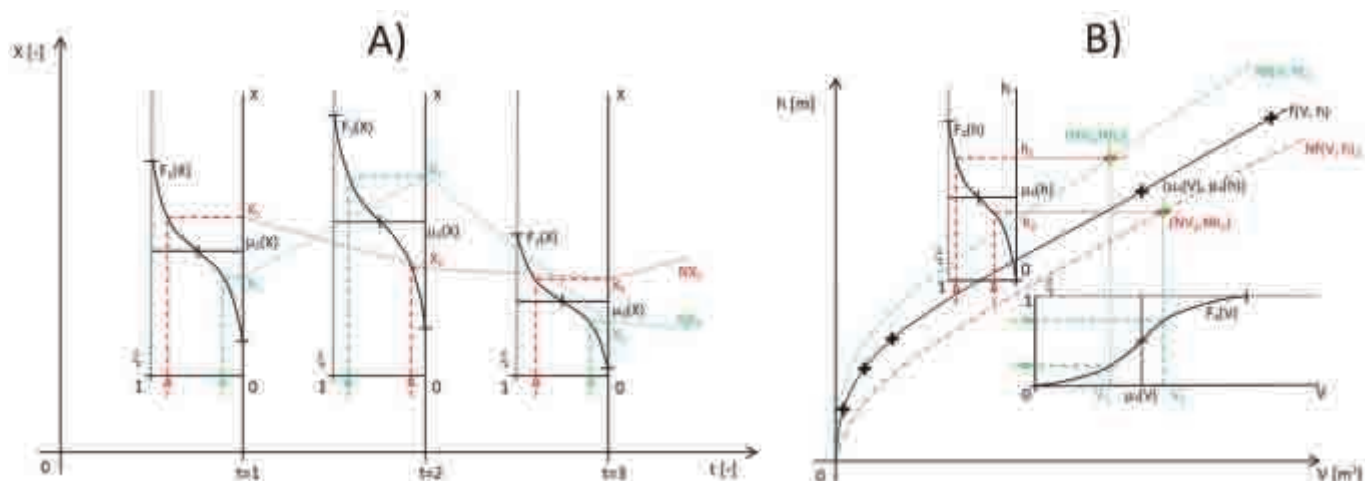
Klimatické změny, přerozdělení srážkových úhrnů v průběhu roku, častější výskyt hydrologických extrémů v podobě povodní a sucha jsou fenomény, které mají velký vliv na hospodaření s vodními zdroji. V budoucnu se pak předpokládá pokles hodnot dlouhodobých průměrných průtoků v říční síti a pozvolná změna hydrologického režimu v povodích. Zima roku 2013/2014 jen podporují tyto úvahy. Zásoba vody ve sněhové pokrývce dosahovala dvacetiletých minim a průměrná teplota vzduchu v tomto období naopak dosahovala padesátiletých maxim. Hladina vody v některých nádržích byla pod úrov-

ni hladiny zásobního objemu běžného pro toto roční období. Provozovatele vodních nádrží tak museli sáhnout k speciálním provozním manipulacím. Léto roku 2015, může být hodnoceno jako extrémně suché a tyto úvahy jen dále posílit.

Další faktor, který může negativně ovlivnit provoz nádrží a také zkreslit přesnost vodohospodářských výpočtů, je vodohospodářské řešení nádrže v podmínkách neurčitosti. Proto výzkumy směřující k zdokonalování navrhování a řízení nádrží, výpočtům nových nebo přerozdělení stávajících objemů nádrží mají smysl. Vliv nejistot měření přítoků vody do nádrže na její zásobní objem viz článek [1] ukázal, že nejistoty vstupních hydrologických podkladů mohou negativně ovlivnit (podhodnotit) velikost zásobního objemu nádrže. Reálně mohou způsobit i neočekávaný provozní výpadek nádrže a způsobit tak vysoké ekonomické škody. Nejistoty mohou být chápány v mnoha podobách a směrech jako nejistota vznikající měřením veličin či nejistota jako pravděpodobnost výskytu neurčitého jevu vstupujícího do výpočtů. Prvním dokumentem, který položil základní definici a teorii nejistoty měření byl dokument Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement z roku 1993. Jednou z prvních prací popisujících nejistoty v hydrologických procesech představil [2] a položil tak základ pro další práce spojené s danou problematikou.

Obecně je provoz vodohospodářského systému hodnocen jeho spolehlivostí. Spolehlivost provozu nádrže je ve světě definována především jako hydrologická zabezpečení, případně hydrologické riziko selhání, odolnost a zranitelnost ve vztahu k dodržení provozních ukazatelů, atd. V podmínkách české republiky je definována hydrologická a provozní spolehlivost nádrže pomocí tzv. zabezpečení. Definici zabezpečení vodohospodářského systému postupně popsali [3], [4], [5] a [6]. Dnes jsou již tyto teorie běžně užívány a aplikovány v různých oblastech vodního hospodářství. Teorií spolehlivosti vodních zdrojů a aplikací nejistot do obecných vodohospodářských výpočtů je mnoho a jsou uplatňovány po celém světě. Jednou z nejnovějších publikací zkoumající rizika a nejistoty na zásobní objem nádrže s využitím Monte Carlo simulací se zabývali např. [7].

Článek si klade za cíl představit koncept využití metody Monte Carlo k zavedení nejistot do vstupních hydrologických a provozních dat potřebných pro řízení odtoku vody ze zásobního objemu nádrže převážně v málovodných a suchých obdobích. Veličinami zatíženými nejistotami jsou přítok vody do nádrže, ztráty vody z nádrže výparem z vodní plochy, průsakem tělesem hráze nádrže, podloží a batygrafické křivky nádrže. Uvedené podklady jsou zapracovány do simulačního modelu zásobního objemu nádrže, který pomocí jednorůžkové simulační metody stanoví zabezpečení odtoku vody z nádrže. Tato metoda je základním podkladem pro řízení odtoku vody z nádrže. Využití metody Monte Carlo je následně opakovaným řešením



Obrázek 1. Princip generování nejistot vstupních prvků metodou Monte Carlo

stanovena velikosti zabezpečení zásobního objemu nádrže a vypočítáno spektrum zabezpečení, které je následně vyhodnoceno a vhodně interpretováno.

Metodika

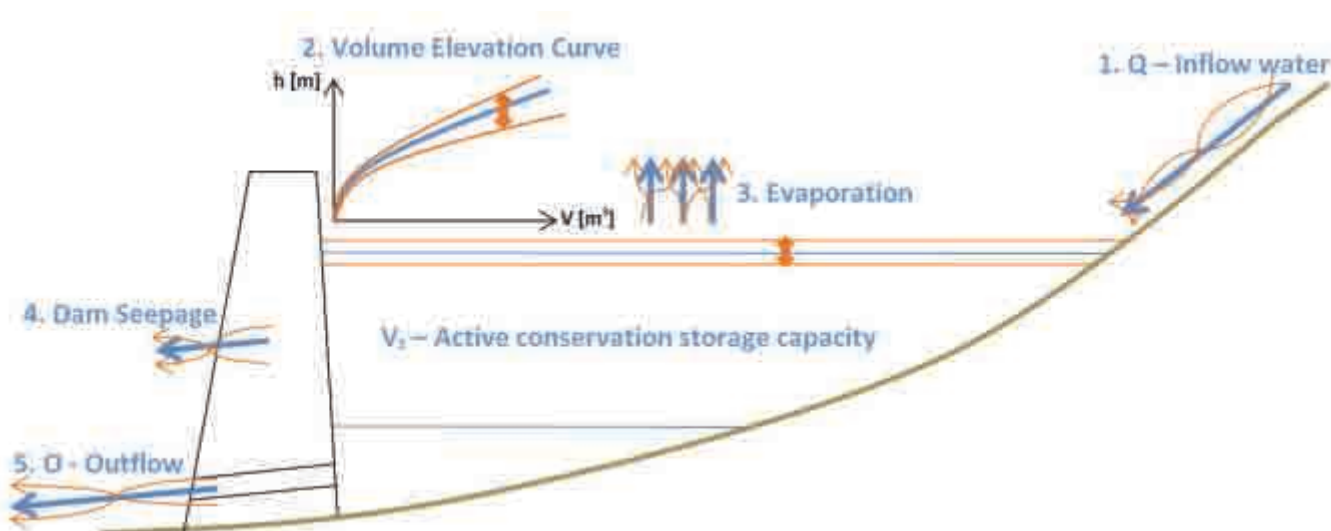
Metoda Monte Carlo

Obecný postup generování nejistotou zatížených vstupních hydrologických a provozních parametrů je následovný. Nejistoty vstupních veličin jsou do výpočtů zavedeny pomocí metody Monte Carlo, kdy pomocí distribuční křivky $F(X)$ jsou k vstupní hodnotě X_i generovány náhodné polohy hodnot NX_i v intervalu zadané nejistoty. Veličina X_i je považována za náhodnou a nezávislou na hodnotě X_{i-1} a X_{i+1} . Tento předpoklad umožní zavedení normálního rozdělení $N(\mu(X), \sigma(X))$. Kdy obecná vstupní veličina X_i je považována za střední hodnotu $\mu(X)$ a velikost nejistoty je definována jako směrodatná odchylka $\sigma(X)$. Následně je ke každé střední hodnotě $\mu(X_i)$ vytvořena distribuční funkce $F_i(X)$ normálního normovaného rozdělení pravděpodobnosti. Generátor pseudonáhodných čísel generuje náhodné číslo z intervalu $\xi \in (0,1)$, kterému je dopočítána hodnota náhodné veličiny NX_i . Obecný princip generování náhodných poloh vstupních parametrů je zobrazen na obrázku 1. A).

Obrázek 1 B) pak ukazuje princip generování náhodných poloh bodů (V,h) křivky zatopených objemů. Zde je přístup generování pozmeněn. Základní princip generování náhodných poloh bodů (NV_i, Nh_i) je shodný s teorií popsanou v předchozím odstavci. Odlišnost je dána sestavením bodu, který vyžaduje sestavení dvou na sobě nezávislých Monte Carlo generátorů. Každý generátor sestaví náhodnou polohu výšky vodní hladiny Nh_i a k ní náhodnou hodnotu objemu vody v nádrži NV_i . Společně pak tvoří náhodnou souřadnici bodu (NV_i, Nh_i) čáry zatopených objemů.

Jak bylo uvedeno za hydrologické a provozní vstupy pro výpočet byly považovány přítok vody do nádrže, výpar z vodní hladiny, průsak tělesem hráze, čára zatopených objemů. Princip zavedení nejistot do výpočtu zásobního objemu nádrže je ukázán na obrázku 2.

Vygenerované náhodné průběhy přítoků vody do nádrže, výparů vody z vodní hladiny, průsaků a náhodné křivky zatopených objemů byly opakovaně načítány simulačním modelem nádrže. Simulační model prováděl výpočty zabezpečení zásobního objemu nádrže. Výsledkem opakovaných výpočtů bylo spektrum zabezpečení zásobního objemu nádrže a spektrum odtoků vody z nádrže.



Obrázek 2. Symbolické zavedení uvažovaných veličin zatížených nejistotami

Simulační model nádrže a výpočet zabezpečení

Základem simulačního modelu nádrže je upravená rovnice nádrže v součtovém tvaru převedená do následující nerovnosti (1) [8],

$$0 \leq \sum_{i=0}^k (O_i - Q_i) \Delta t + (O_{i+1} - Q_{i+1}) \Delta t \leq V_{z,max} \quad (1)$$

kde O_i je odtok vody z nádrže, Q_i přítok vody do nádrže pro $i = 1, \dots, n$, Δt je časový krok výpočtu (jeden měsíc). O_{k+1} je odtok vody z nádrže v následujícím časovém kroku, kdy v kroku $i+1$ je hodnota O_{i+1} nejdříve nahrazena hodnotou požadovaného nalepšeného odtoku O_p . Časový průběh vyčíslované sumy simuluje průběh prázdnění zásobního objemu nádrže po časových krocích $i = 1, \dots, k$. Pro $i = 0$ je třeba za hodnotu sumy zadat počáteční podmínku řešení. Nerovnost (1) je zleva i zprava omezená. Z levé strany je omezena hodnotou 0 (plný zásobní objem) a z pravé strany hodnotou $V_{z,max}$ (prázdný zásobní objem) charakterizující zásobní objem nádrže, který je pro nádrž k dispozici. Vypočtením hodnoty výrazu je získáno aktuální prázdnění zásobního objemu $V_{z,i+1}$, které je následně testováno zda leží v daném intervalu $0, V_{z,max}$. Pokud ne, je třeba nalézt hodnotu O_{i+1} (položít výraz v sumu rovný nule – vznikne jalový odtok, nebo rovný $V_{z,max}$ – vznikne porucha). Klasifikace poruchy zásobního objemu nádrže je následující (2).

$$Z_{t,i} = \begin{cases} Z_{t,i} = 1, & O_i > O_p \\ Z_{t,i} = 0, & O_i < O_p \end{cases} \quad (2)$$

$Z_{t,i} = 1$ popisuje stav zásobního objemu nádrže v bezporuchovém (vyhovujícím) časovém kroku výpočtu. $Z_{t,i} = 0$ popisuje stav zásobního objemu nádrže v poruchovém (nevyhovujícím) časovém kroku výpočtu. Z hodnot $Z_{t,i}$ je možno dále dopočítat požadovanou zabezpečení. Obecně se počítá jako zabezpečení podle opakování, doby trvání a množství nedodané vody. V článku je použit vzorec pro výpočet zabezpečení podle trvání P_T (3).

$$P_T = \frac{1}{k} \sum_{i=1}^k Z_{t,i} \quad (3)$$

Kde k je počet všech měsíců vstupní časové řady. $\sum_{i=1}^k Z_{t,i}$ součet záznamů poruchových a bezporuchových měsíců.

Praktická aplikace

Pro aplikaci výše popsaného postupu byla vybrána vodní nádrž Vír I. Nádrž je provozována pro účely zásobení pitnou vodou a hydroenergetice. Provozovatelem a správcem nádrže je státní podnik Povodí Moravy.

Základní hydrologické údaje o povodí nad nádrží jsou následující. Nádrž je vybudována v povodí řeky Svratka a řeka Svratka je také hlavním přítokem vody do nádrže. Plocha povodí nad nádrží je přibližně 367 km². Průměrný dlouhodobý přítok do nádrže Q_a je 3.34 m³ s⁻¹, ekologický průtok tvořící hra-

nici sucha je dán hodnotou Q_{355} odpovídá průtoku 0.44 m³ s⁻¹. Vstupní hodnoty pro výpočet tvořila časová řada průměrných měsíčních průtoků v délce 60 let a období měření 1950 až 2010. Průměrná hodnota výparu z vodní hladiny odpovídá hodnotě $E_A = 513$ mm. Základní technické informace o nádrži Vír I jsou tyto. Celkový objem nádrže je $V = 56,193$ mil. m³, objem zásobní $V_{z,max}$ činí 44,056 mil m³ a ochranný objem nádrže V_R je 8.337 mil m³. Celková výška hráze je 67.3 m. Ekologický odtok z nádrže Q_{eco} je 0.53 m³ s⁻¹.

Vstupními podklady pro výpočet byly průtoková řada průměrných měsíčních průtoků za období 1950 až 2010. Průměrný roční výpar E_A , který byl následně rozpočítán na jednotlivé měsíční hodnoty výparu podle normy ČSN 75 2405 Vodohospodářské řešení nádrže. Hodnota průsaku tělesem hráze byla odvozena z empirického pozorování a pro gravitační betonové těleso hráze činí 0,15 l s⁻¹ na 1000 m².

Úloha byla počítána s ohledem na výpočet zabezpečení podle trvání, kde variační rozpětí zásobního objemu tvořily hodnoty plného zásobního objemu $V_{z,max}$ a objemu po vyprázdnění. Nalepšený odtok vody z nádrže O_p byl konstantní pro všechny měsíce v roce. Hodnota nejistoty byla zadávána pro všechny vstupní parametry jednotně a byla počítána v rozmezí 1.5% až 15%. Počet opakování generace náhodných vstupních parametrů metodou Monte Carlo byl $PO = 300$.

Výsledky byly získány v podobě náhodných průběhů odtoků vody z nádrže pro volený počet opakování a velikostí průběhů měsíčních plnění a prázdnění zásobního objemu nádrže. Dále bylo získáno spektrum vypočtených zabezpečení podle trvání $P_{T,i}$. Počet poruchových měsíců pro každé opakované řešení, minimální a maximální hodnota počtu poruchových měsíců ze všech opakování.

Shrnutí výsledků a závěr

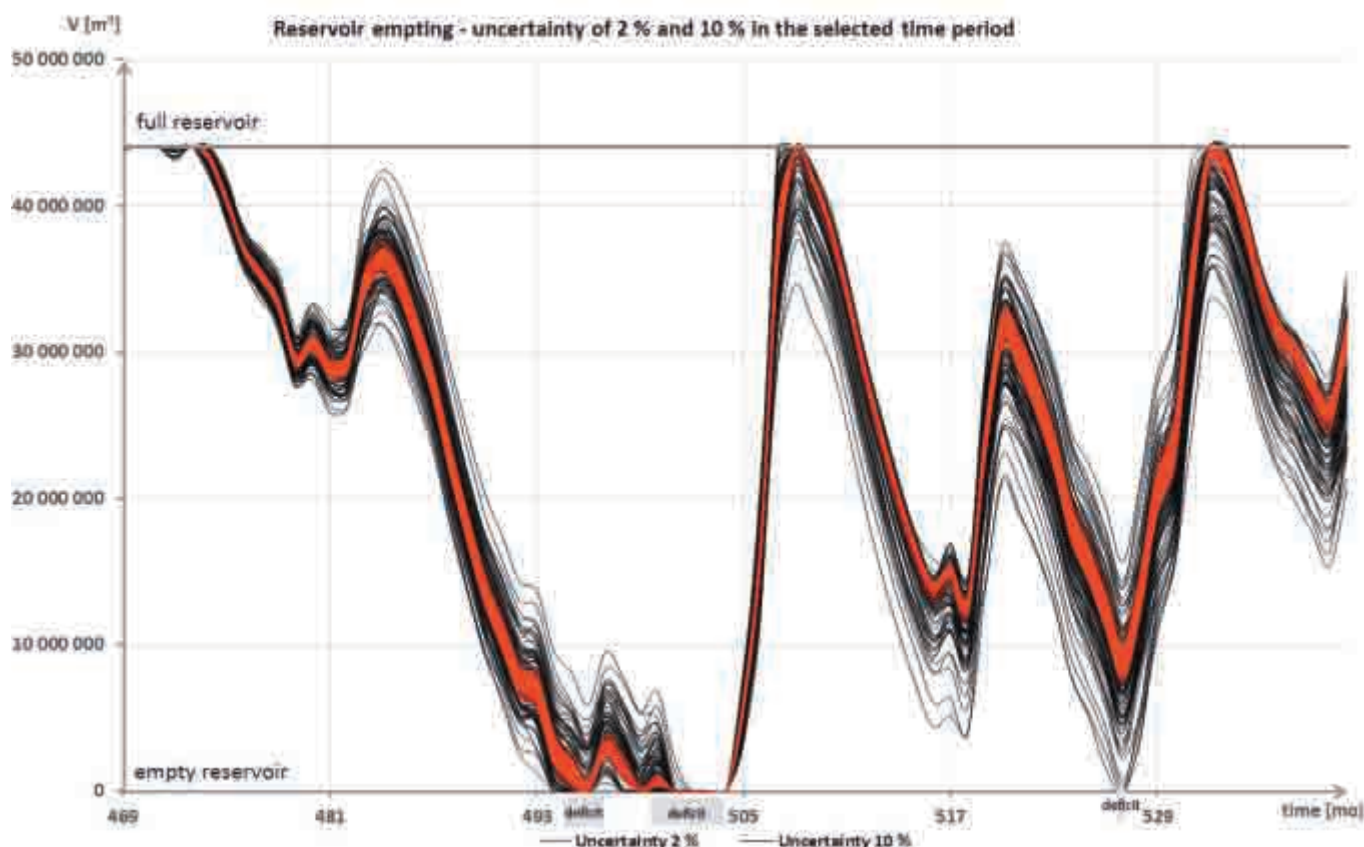
Ukázka výsledků je prezentována na obrázku 3, kde jsou zobrazeny náhodné průběhy prázdnění nádrže ve vybraném málovodném období. Výpočet je proveden pro nalepšenou hodnotu odtoku vody z nádrže $O_p = 2.4$ m³ s⁻¹ a hodnotu nejistoty vstupních parametrů 1.5% až 15%. Spektrum průběhu čar ukazuje citlivost náhodných průběhů prázdnění nádrže na zadanou velikost nejistoty vstupních dat. Dále ukazuje citlivost na délky poruchy řízeného odtoku vody z prodlužujícího se období, kdy plnění zásobního objemu je nulové.

Tabulka 1 pak ukazuje hodnoty zabezpečení podle trvání P_T pro nalepšený odtok $O_p = 2.4$ m³ s⁻¹ v závislosti na měnících se hodnotách nejistot vstupních dat. V tabulce je zobrazena průměrná zabezpečení P_T ze všech opakování simulací provozu nádrže. Maximální odchylka od průměrné zabezpečení $3\sigma(P_T)$ a minimální a maximální délky poruch.

Z výsledků je patrné, že nejistoty vstupních dat mohou výslednou zabezpečení řízeného odtoku v málovodných a suchých obdobích výrazně ovlivnit. Například zabezpečení P_T

Tabulka 1. Velikosti výsledné zabezpečení podle trvání P_T a jejich nejistot v závislosti na měnících se velikosti nejistoty vstupních dat

Nejistota vstupních dat 3σ [%]	$\mu(P_T)$ [%]	$\sigma(P_T)$ [%]	$3\sigma(P_T)$ [%]	Max s min délka poruchy [měsíc]
1.5	99.044	0.011	0.033	6 - 7
3	99.065	0.05	0.15	6 - 7
6	99.084	0.0627	0.188	6 - 7
9	99.089	0.075	0.225	6 - 8
15	99.092	0.117	0.352	4 - 8



Obrázek 3. Průběh prázdnění a plnění zásobního objemu nádrže v podmínkách nejistot vstupních parametrů pro vybrané málo vodné období

vypočítaná pro 6% velikost nejistoty vstupních parametrů se může pohybovat v rozmezí 0.376%. Může tedy nabývat hodnot z intervalu $PT \in 98.896\%; 99.272\%$. Je jisté, že se vzrůstající nejistotou bude narůstat i interval zabezpečnosti P_T . V případě 15% nejistoty vstupních parametrů je rozpětí zabezpečnosti P_T 0.704% v tomto případě již hodnota zabezpečnosti leží v intervalu $PT \in 98.74\%; 99.44\%$. Podle dosažených výsledků je možné, že hodnoty zabezpečnosti určené bez uvažování nejistot vstupních dat mohou být výrazně podhodnoceny. Za určitých podmínek mohou být nádrže a jejich zásobní objemy i mylně zařazeny do tříd významnosti vodních děl pro účely zásobování vodou a tím může být ohrožena jejich provozní schopnost v málovodných a suchých obdobích. Důsledek může být patrný v podobě provozního výpadku zásobního objemu. Možným řešením problému je přepočítání a přehodnocení stávajících zásobních objemů vodních nádrží a následné navýšení kapacity zásobního objemu nádrže.

Výsledky ukazují, že nejistoty mohou negativně ovlivnit provoz nádrže v průběhu málovodných období či v obdobích výskytu sucha. V budoucnu by bylo dobré práci rozšířit o další varianty výpočtu zabezpečnosti a to podle opakování a množství nedodané vody. Dále by bylo dobré provést hlubší analýzu vlivu jednotlivých nejistot vstupních parametrů na zabezpečnost a definovat významnost nejistoty jednotlivých hydrologických a provozních parametrů. To lze provést výpočty pro kombinace vstupních velikostí nejistot, jako například odlišné nejistoty přítoku vody do nádrže a čar zatopených objemů. Dále lze provést i aplikace optimalizačního modelu, výpočet O_p pro různé měsíce v roce a v neposlední řadě provést obdobné výpočty i pro soustavu nádrží.

Poděkování

Tento článek vznikl za finanční podpory projektu Specifického výzkumu "FAST-S-15-2694 Propagace nejistot v hydrologických a vodohospodářských aplikacích pro zmírnění dopadů sucha na vodní nádrže".

Literatura

- [1] MARTON, D., STARÝ, M., MENŠÍK, P., The Influence of Uncertainties in the Calculation of Mean Monthly Discharges On Reservoir Storage, *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, Volume 59, Issue 4, Pages 228–237, ISSN (Print) 0042-790X, DOI: 10.2478/v10098-011-0019-3, November 2011.
- [2] BEVEN, K. and BINLEY, A. (1992), The future of distributed models: Model calibration and uncertainty prediction. *Hydrol. Process.*, 6: 279–298.
- [3] KLEMEŠ, V. (1967) Reliability estimates for a storage reservoir with seasonal input. *J. Hydrol.* 7, 198–216.
- [4] KRITSKIY, S. N. & MENKEL, M. F. (1952) Water Management Computations (in Russian). GIMIZ, Leningrad.
- [5] Hashimoto, T., Stedinger, J. R., Loucks D. P., Reliability, Resiliency, and Vulnerability Criteria For Water Resource System Performance Evaluation, *Water Resources Research*, Vol 18, NO 1, pages 14–20, February 1982.
- [6] Z. W. KUNDZEWICZ, J. KINDLER, Multiple criteria for evaluation of reliability aspects of water resource systems. Modelling and Management of Sustainable Basin-scale Water Resource Systems (Proceedings of a Boulder Symposium, July 1995). IAHS Publ. no. 231, 1995
- [7] CAMPOS, J.N.B., SOUZA FILHO, F.A., and LIMA, H.V.C., 2014. Risks and uncertainties in reservoir yield in highly variable intermittent rivers: case of the Castanhão Reservoir in semi-arid Brazil. *Hydrological Sciences Journal*, 59 (6), 1184–1195.
- [8] STARÝ, M. Nádrže a vodohospodářské soustavy, Studijní opory, Brno Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Brno 2006.

NOVÝ PŘÍSTUP K ŘÍZENÍ ZÁSOBNÍ FUNKCE NÁDRŽE V MÁLO VODNÉM OBDOBÍ

Pavel Menšík, Daniel Marton, Miloš Starý

*Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství krajiny, Veveří 331/95, 662 00 Brno,
tel. +420 541 147 773, mensik.p@fce.vutbr.cz*

Abstrakt

V posledních letech je možno pozorovat častější výskyt hydrologických extrémů, dochází k častějšímu výskytu povodní a k prohlubování období sucha. V extrémně suchých obdobích může být zcela ohrožena zásobní funkce. Jednou z možností, jak předejít nebo úplně zabránit vzniku těchto problémů, je ve změně způsobu manipulace s řízeným odtokem. Provozovatelé vodních nádrží budou nuceni způsob provozování vodních nádrží modernizovat. Již v současné době je možno pozorovat, že pravidla řízení vodních nádrží uvedených v jejich manipulačních řádech začínají narážet na omezení plynoucí z použitého způsobu řízení. Při stávajícím způsobu řízení může dojít ke vzniku poruchy, která v konečném důsledku může způsobit nečekaný výpadek provozu nádrže nebo celého systému nádrží. V příspěvku je popsán inteligentní způsob strategického řízení používající předpovědní model průměrných měsíčních přítoků vody do nádrže. Tento vyšší způsob řízení je pro ukázkou aplikován na řízení zásobní funkce vodní nádrže Vír I. Řízení je provedeno v málo vodném období, v průběhu let 1990 a 1992.

Klíčová slova: VN Vír I; zásobní objem; strategické řízení; předpovědní model; adaptivita.

Abstract

In recent years, it is possible to observe more frequent occurrence of hydrological extremes, there is a more frequent occurrence of floods and deepening drought. In extremely dry periods can be completely compromised storage function. One of the ways to prevent or completely prevent these problems is the change in the method of handling the controlled drainage. Operators of water reservoirs will be forced method of operating the reservoirs modernize. Already now it is possible to observe that the rules the control of water reservoirs listed in their handling orders begin to hint at restrictions arising from the management mode applied. At the current control method may cause disturbances that ultimately may cause unexpected downtime reservoir or multi-reservoir system. The paper describes an intelligent way of strategic management using predictive model of average monthly inflows of water into the tank. This greater control method is applied to the sample storage control features Vír I reservoir. The procedure is done in extreme dry period in 1990 and 1992.

Keywords: Vír I reservoir; active storage capacity; strategy control; prediction model; adaptivity.

Úvod

V průběhu několika posledních let je možno pozorovat častější výskyt hydrologických extrémů. Dochází k častějšímu výskytu

tu povodní a k prohlubování období sucha. Odborné práce z oblasti klimatologie na výskyt těchto extrémních událostí dlouhodobě upozorňují. Za zmínku stojí například roky 2011, 2012, které z hydrologického hlediska byly hodnoceny jako extrémně suché [1]. V blízké budoucnosti je možno očekávat, že se tyto události budou vyskytovat častěji a jejich negativní účinek bude mít progresivní trend. Již letošní klimatické podmínky opětovně přinutily širokou odbornou veřejnost k zamyšlení, zda je Česká republika dostatečně připravena na vznik možných problémů způsobených nedostatkem zásob vody. Reálně je možné, že v případě po sobě opakujícího se výskytu několika déle trvajících období sucha může dojít k ohrožení zásobní funkce některých vodních zdrojů. Za předpokladu, že se tato hrozba stane skutečností a zásoba vody ve vodních nádrží nebude pro jejich provoz dostačující, bude nutno provést změny v provozování vodních děl. Tyto změny budou převážně spočívat v úpravě způsobu manipulace s řízeným odtokem.

Od 70. let 20. století téměř nedošlo v oblasti strategického řízení (horizont řízení v časovém kroku měsíc) zásobní a hydroenergetické funkce u vodních nádrží k žádné významné změně. Současný stav strategického řízení je dostačující, ale za předpokladu možného klimatického vývoje může být současný způsob řízení v blízké době nevhodný a neefektivní. Nejenom na základě klimatických změn budou provozovatelé vodních nádrží pravděpodobně v blízké budoucnosti nuceni způsob provozování vodních nádrží modernizovat, ale je možno očekávat, že i na základě požadavků, které budou přímo vycházet z nařízení vlády ČR, respektive z Evropské komise. Postupně budeme zcela jistě svědky zesílení společenské poptávky nejen ve smyslu zdokonalování operativního řízení, ale rovněž ve smyslu změn základních strategických parametrů nádrží často s cílem významného posílení jejich retenční funkce [2].

Klasické řízení zásobní funkce vodních nádrží vychází převážně z pravidel řízení [3]. V mnoha případech jsou pravidla řízení odvozená z historických průtokových řad, které jsou vyjádřeny pomocí dispečerských grafů [4]. V současné době je možno pozorovat, že pravidla řízení vodních nádrží uvedených v jejich manipulačních řádech začínají narážet na omezení plynoucí z použitého jednoduchého způsobu řízení. Při stávajícím způsobu řízení může dojít ke vzniku poruchy, která v konečném důsledku může způsobit nečekaný výpadek provozu nádrže, respektive systému nádrží. Vhodnou manipulací lze následně předejít poruchám systému v podobě nedodávky vody a také umožní vhodné a efektivní hospodaření s vodou pro hydroenergetické účely. V konečném důsledku změna v manipulaci na vodních dílech může přinést podnikům povodí a ostatním společnostem výrazné ekonomické výhody v podobě efektivní distribuce vody do systému a minimalizace ekonomických ztrát z provozních poruch způsobených nečekaným výpadkem provozu vodohospodářské soustavy.

V příspěvku je popsán inteligentní způsob strategického řízení. Inteligentní způsob řízení provozu nádrže spočívá v adaptivním přístupu. Adaptivita je jednou z metod umělé inteligence.

K adaptivnímu řízení je potřebná znalost hydrologických předpovědí přítoků vody do nádrží. V praxi je možno adaptivitou částečně eliminovat nepřesnost předpovědi vyplývající ze skutečnosti, že řešení je prováděno v podmínkách značné neurčitosti. Tento tzv. vyšší způsob řízení je pro ukázkou aplikován na řízení zásobní funkce vodní nádrže Víř I. Řízení je provedeno v málo vodném období, v průběhu let 1990 a 1992. Dosažené výsledky řízení jsou porovnány s řízením, které používá pravidla řízení uvedené v platném manipulačním řádu nádrže Víř I.

Použité prostředky

V příspěvku použité prostředky vycházejí z uvažovaného způsobu strategického řízení. K řízení je použit software SOMVS (Simulační a optimalizační model vodohospodářské soustavy) [5], který umožňuje nalézt optimální odtoky vody z nádrže. Software byl vytvořen v rámci disertační práce [6]. Ve zkrácené formě byl software publikován například v impaktovaném časopise [7] a v České republice v recenzovaném odborném periodiku [8] a také na Konferenci Vodní nádrže 2013. SOMVS je licencovaný software Vysokého učení technického v Brně. Obecně je možno software použít pro strategické plánování (rozvoj, řízení) v oblasti zásobní funkce vodních nádrží. Software umožňuje najít optimální řešení problémů spojených se zásobováním obyvatelstva, průmyslu, energetiky a zemědělství vodou. Může také sloužit jako prostředek k optimálnímu provozování soustavy vodních nádrží.

Strategické řízení používá hydrologické předpovědi přítoků vody do nádrže. K získání hydrologické předpovědi průměrných měsíčních přítoků vody do nádrže je použit zonální pravděpodobnostní předpovědní model (ZPPM). Předpovědní model vychází z teorie pravděpodobnosti a aktuální velikosti průtoku. Na základě aktuálního průtoku je vybrána zóna předpovědi. Zónou předpovědi prochází měřené historické (kalibrační) průtokové řady průměrných měsíčních průtoků. V předpovědní zóně je vybrána hodnota průtoku vyskytující se s největší pravděpodobností. Hodnota průtoku vyskytující se s největší pravděpodobností odpovídá před-

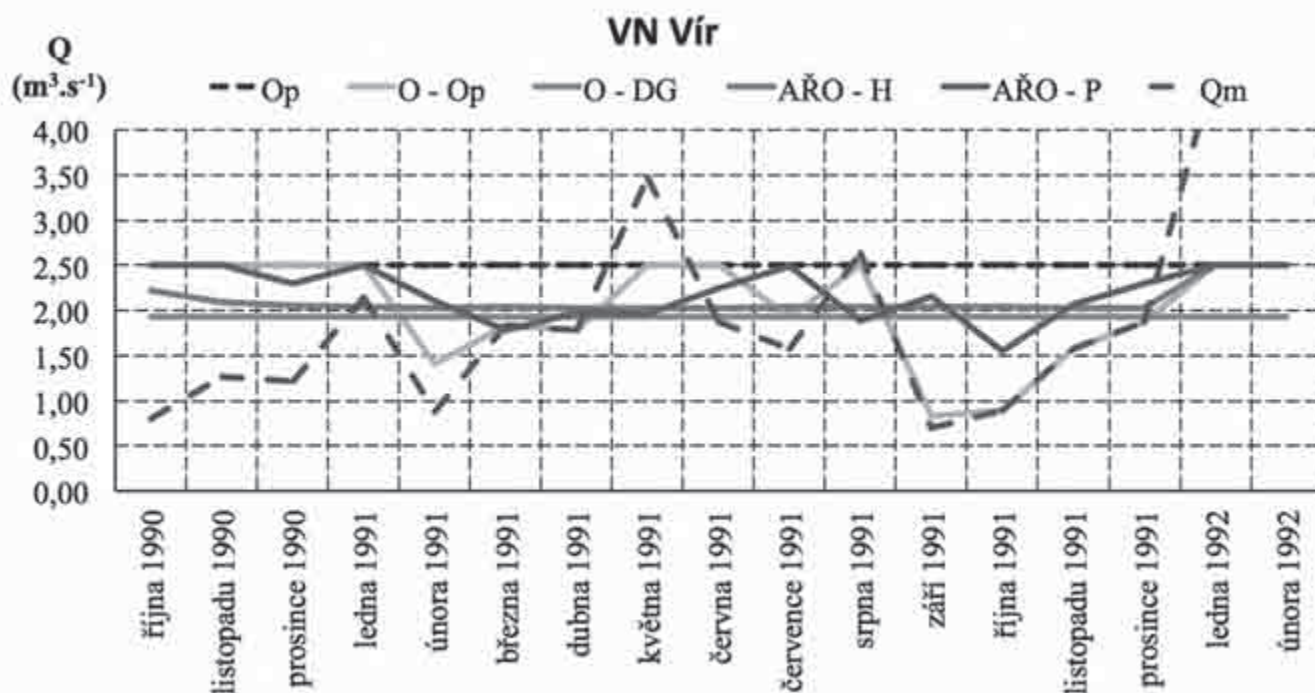
povězenému průtoku. Tímto způsobem může být vytvořena předpověď pro jeden až dvanáct měsíců dopředu. Předpovědní model byl publikován například v [9] a v [10]. Podrobně popsané metody použité v SOMVS a v ZPPM jsou k nalezení ve výše citované literatuře.

Aplikace a výsledky

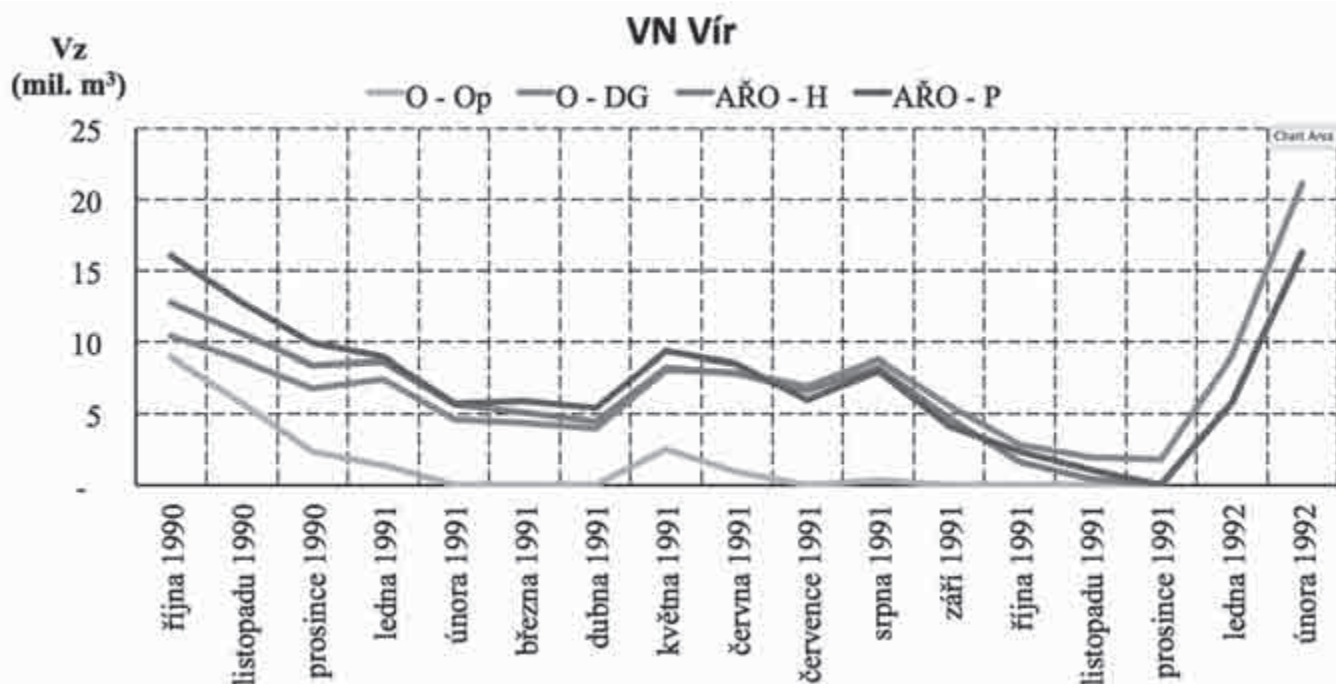
Uvažovaný adaptivní způsob strategického řízení je aplikován na řízení zásobní funkce nádrže Víř I (dále jen Víř). Simulace řízení provozu nádrže Víř je provedeno v historickém období let 1987 až 1995. K hodnocení úspěšnosti řízení je vybráno období let 1990 a 1992 (málo vodné roky). Rok 1987 byl z pohledu vodnosti rokem nadprůměrným a je tedy možno u nádrže na začátku simulace uvažovat s plným zásobním objemem. Základní technické a provozní parametry použité pro strategické řízení nádrže jsou převzaty z manipulačního řádu.

Použité adaptivní řízení odtoku (AŘO - P) vody z nádrže probíhá na úrovni klasického simulačního modelu, u kterého jsou pravidla řízení nahrazeny optimalizací. Na základě předpovězených průměrných měsíčních přítoků vody do nádrže jsou optimalizační metodou v softwaru SOMVS hledány velikosti optimálních odtoků pro každý předpovídaný měsíc. Kritériem optimalizace je součet čtverců odchylek mezi požadovaným řídicím odtokem a skutečným řízeným odtokem (nalepšeným odtokem Op) vody z nádrže, který se minimalizuje. Podrobně je matematický model popsán například v [10]. Řízení je provedeno pro dvanáct variant, které se od sebe liší rozdílnou délkou předpovědi. Postupně je k řízení použita předpověď na jeden měsíc až po předpověď na dvanáct měsíců. Adaptivní řízení je provedeno rovněž v historické průtokové řadě (AŘO - H). Z pohledu předpovídaných hodnot pak pracujeme s předpovědí, která má 100% přesnost – odpovídá skutečnosti.

Za účelem srovnání úspěšnosti adaptivního řízení je řízení porovnáno s řízením z měsíce na měsíc. Řízení z měsíce na měsíc je provedeno pro dva případy. V prvním případě probíhá řízení na základě požadovaného řídicího odtoku Op (O - Op). Hodnota nalepšeného odtoku je rovna průtoku $2,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Hod-



Obrázek 1. Výsledné průběhy jednotlivých řízení



Obrázek 2. Výsledné průběhy zásobních objemů

nota vychází z vodohospodářského řešení nádrže Vír a je převzata z manipulačního řádu. Ve druhém případě je použit aktuální dispečerský graf nádrže Vír (O - DG). Tyto způsoby řízení nepoužívají předpovědi a odpovídá v současné době k nejčastějšímu způsobům řízení.

Pro zhodnocení úspěšnosti jednotlivých způsobů řízení nádrže v období let 1990 až 1992 je stanoveno množství nedodané vody. V ideálním případě by mělo být při konstantním Op za období 17 měsíců dodáno 111,996 mil. m³ vody. U řízení nádrže na hodnotu nalepšeného odtoku je za celé období dodáno 91,246 mil. m³ vody. Při řízení používající dispečerský graf je dodáno pouze 86,461 mil. m³ vody. U adaptivního řízení v historické průtokové řadě je nejlepšího výsledku dosaženo pro maximální délku předpovědi 12 měsíců a je dodáno 94,333 mil. m³ vody. Při adaptivním řízení používající předpovědi ze zonálního pravděpodobnostního modelu je za období celkově dodáno 98,334 mil. m³ vody. Toho je dosaženo při délce předpovědi 8 měsíců.

Na obr. 1 je zobrazen průběh průměrných měsíčních přítoků vody do nádrže (Qm). Požadovaný řídicí odtok z nádrže je zobrazen průběhem nalepšeného odtoku (Op). Dále jsou v obrázku zobrazeny dva průběhy adaptivního řízení, pro které bylo dosaženo nejlepšího výsledku. Průběh řízených odtoků (AŘO - H) odpovídá řízení v historické průtokové řadě (100% přesnost předpovědi) a s předpovědi na 12 měsíců dopředu. Průběh řízených odtoků (AŘO - P) odpovídá řízení používající předpovědi na 8 měsíců dopředu. Průběh řízených odtoků (O - Op) zobrazuje řízení na nalepšený odtok. Na a obr. 2 jsou obdobným způsobem jako u obr. 1 zobrazeny průběhy zásobních objemů pro jednotlivé varianty řízení.

Závěr

Příspěvek si kládł za cíl nastínit alternativní způsob strategického řízení zásobní, respektive hydroenergetické funkce nádrže a systému nádrží. Strategické řízení odtoku vody z nádrží (horizont řízení v časovém kroku měsíc) je v kontextu výskytu sucha velmi důležitý, umožňuje provádět vhodné manipulace na vodních nádržích.

Z případové studie je zřejmé, že celkové množství nedodané vody je v případě řízení na nalepšený odtok a i v případě řízení používající dispečerský graf větší, než u adaptivního řízení. Je možno očekávat, že i u jiné nádrže nebo soustavy nádrží budeme při použití adaptivního řízení dosahovat velice zajímavých výsledků.

Dosažené výsledky poukazují na možnost praktického využití adaptivního způsobu řízení. Uvedený způsob řízení by mohl být prostředkem, kterým by bylo možno zefektivnit způsob hospodaření s vodou v nádržích. Rovněž je nutno podotknout, že před jakýmkoliv zkušebním zavedením tohoto typu řízení do praxe bude nejprve nutná spolupráce s provozovateli vodních nádrží. Případná spolupráce by mohla například probíhat formou poloprovozního testování. Adaptivní řízení by pak probíhalo paralelně se současně používanými způsoby řízení.

Poděkování

Článek je výsledkem specifického výzkumu FAST-S-14-2454 "Řízení provozu zásobní funkce soustavy nádrží s použitím optimalizačního modelu".

Literatura

- [1] Zahradníček, P., Trnka, M., Brázdil, R., Možný, M., Štěpánek, P., Hlavinka, P., Žalud, Z., Malý, A., Semerádová, D., Dobrovolný, P., Dubrovský, M. and Řezníčková, L. (2014), The extreme drought episode of August 2011–May 2012 in the Czech Republic. *Int. J. Climatol.* doi: 10.1002/joc.4211
- [2] Fošumpaur, P., Kendík, T. a Březina, K. Zodpovědný přístup při řešení možných změn strategického řízení nádrží. In: XXXIV. přehradné dni 2014. Slovenská republika, Horný Smokovec, 2014, s. 89–90. ISBN 978-80-971596-6-5.
- [3] Jain S. K., Reservoirs-Multipurpose, *Water Encyclopedia*, 2005, p. 382–387.
- [4] Votruba L.; Broza V., *Water Management in Reservoirs*, New York: Elsevier Science Ltd, 1989.
- [5] Menšík, P. a Starý, M. SOMVS – Simulace a optimalizace model vodohospodářské soustavy, dostupné z: <http://uvhk.fce.vutbr.cz/somvs.php>
- [6] Menšík, P. Automatizace řešení zásobní funkce vodohospodářské

- soustavy. Brno, 2012. 180 s. Disertační práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství krajiny. Školitel prof. Ing. Miloš Starý, CSc.
- [7] Menšík, P.; Starý, M.; Marton, D. Water Management Software for Controlling the Water Supply Function of Many Reservoirs in a Watershed. *Water Resources*, 2015, vol. 42, no. 1, p. 133-145. ISSN: 0097-8078.
- [8] Menšík, P.; Starý, M.; Marton, D. Automatizace řešení zásobní funkce vodohospodářské soustavy. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 2015, roč. 57, č. 1, s. 2-5. ISSN: 0322- 8916.
- [9] Menšík P.; Starý M.; Marton D., Using Predictive Models of Mean Monthly Flows for Operative Outflows Control from Large Open Reservoirs. In *Proceedings ITISE 2014, International work- conference on Time Series*. Spain, Granada: Copicentro Granada S. L, 2014. p. 382-395. ISBN: 978-84-15814-97- 9.
- [10] Menšík P.; Starý M.; Marton D., Using Predictive Model of Mean Monthly Flows for Large Open Reservoirs Hydropower Control. *Procedia Engineering*, 2014, vol. 89, no. 12, p. 1486-1492. ISSN: 1877- 7058.

VLÁHOVÁ BILANCE JAKO UKAZATEL MOŽNÉHO ZÁSOBENÍ KRAJINY VODOU

Jaroslav Rožnovský^{1,2}, Mojmír Kohut¹, Filip Chuchma¹

¹Český hydrometeorologický ústav, pobočka Brno, Kroftova 43, 616 67 Brno

²Mendelova univerzita v Brně, Zahradnická fakulta, Zemědělská 1, 613 00 Brno

Abstrakt

Území České republiky má jako jediný zdroj vody srážky. Množství podzemní a povrchové je výsledkem vláhové bilance v krajině. Základní vláhová je dána rozdílem naměřených srážek a vypočítané potenciální evapotranspirace. V dlouhodobém průměru vykazuje území ČR jako celek kladnou vláhovou bilanci, ale toto neplatí pro jeho jednotlivé části. Jižní Morava, část Podkrušnohoří a západní část středních Čech mají tuto bilanci zápornou. Projevy vláhové bilance jsou odlišné v jednotlivých letech, ovšem sledujeme určitý nárůst četnosti negativní vláhové bilance, tedy výskytů sucha. Z hodnocení roků 2012 a 2015 vyplývá, že již v první polovině roku mohou hodnoty vláhové bilance klesnout pod -150 mm, v závěru vegetačního období až pod -300 mm.

Klíčová slova: vláhová bilance; potenciální evapotranspirace; úhrn srážek; sucho.

Abstract

The only source of water for the Czech Republic is precipitation. The amount of surface and groundwater is determined by the water balance in landscape. The basic water balance is given by the difference in measured precipitation and the calculated potential evapotranspiration. In long-term, the region of the Czech Republic as a whole has a positive water balance, however, this is not the case for some of its individual parts. South Moravia, part of Podkrušnohoří and the western and central part of Bohemia have negative water balance. The effects of water balance differ in individual years, but in general the frequency of negative water balance increases, which means a more common occurrence of drought. Evaluation of the years 2012 and 2015 shows, that during the first half of the year, the values of water balance can decrease below -150 mm, by the end of the vegetation period even below -300 mm.

Keywords: moisture balance; potential evapotranspiration; sum of precipitation; drought.

Úvod

Je známo, že úhrny srážek jsou jediným zdrojem vody pro naši krajinu. Skutečné množství podzemní, povrchové, podpovrchové a půdní vody je dáno hodnotami jednotlivých složek oběhu vody v přírodním prostředí. Takto pojatá vodní bilance je jen těžko určitelná, a proto se v praxi využívá zjednodušená vodní bilance založená na vzájemném rozdílu úhrnů srážek a potenciální evapotranspirace. Tuto bilanci označujeme jako základní (potenciální) vláhovou bilanci, která svými hodnotami umožňuje hodnotit také výskyt sucha v krajině.

Chceme-li hodnotit vláhové poměry v naší krajině, musíme

si uvědomit, že naše podnebí je charakteristické svou velkou variabilitou a že výskyt extrémních stavů (povodně a sucha) jsou jeho nedílnou součástí [3]. V posledních letech jsme ovšem zažili několik extrémních stavů počasí. Došlo k mimořádným výskytům srážek a následně výskytu plošných povodní v letech 1997, 2002 a díky rychlému tání vysoké sněhové pokrývky i v roce 2006. Rok 2010 byl srážkově nadnormální s výskytem vyššího počtu lokálních povodní z přívalových dešťů. Naopak v letech 2000, 2003, 2007 (jižní Morava), 2012 a 2015 došlo k výskytu mimořádného sucha, a to díky mimořádně nízkým úhrnům srážek a dlouhým až několikátýdenním takřka beze-srážkovým obdobím.

Negativní vláhová bilance vyjadřuje výskyt sucha. Sucho se na našem území projevuje jako jev nahodilý. Vyskytuje se nepravidelně v období podnormálních až výrazně podnormálních srážek s trváním od několika dní až po extrémně několik měsíců. Srážkový deficit ve vegetačním období bývá velmi často doprovázen nadnormálními až výrazně nadnormálními teplotami vzduchu, nižší relativní vlhkostí vzduchu, zmenšenou oblačností a vyšším počtem hodin slunečního svitu. Uvedené meteorologické prvky mají pak za následek vyšší evapotranspiraci, resp. vyšší evaporaci, čímž se dále zvyšuje nedostatek vody a současně se prohlubuje období sucha. Nahodilé sucho je velmi nebezpečné právě svým neočekávaným a nepravidelným výskytem. Ve střední Evropě v našich zeměpisných šířkách vzniká v důsledku nadnormálně častého výskytu anticyklonálních typů synoptických situací, při nichž se nad evropskou pevninou často vytvářejí blokující anticyklóny. V těchto situacích je nižší úhrn srážek vypadávajících při relativně menším počtu přecházejících atmosférických front. Příčiny těchto dlouhodobějších synoptických anomálií nebyly doposud uspokojivě objasněny, a proto je velmi obtížné tato nahodilá sucha předpovídat.

Pro oběh vody v naší krajině jsou mimo průběhu počasí důležité rovněž půdní poměry a způsoby hospodaření na půdě, které mnohdy mohou významně snižovat její infiltrační schopnosti.

Výsledky předloženého zpracování, kde je těžištěm hodnocení vláhových podmínek či přesněji vláhové bilance, bereme jako vhodný ukazatel predikce možného nedostatku vody v krajině.

Materiál a metody

Vláhová bilance jednoduchým způsobem analyzuje vláhové poměry v krajině za určitý časový interval. Počítá se jako aritmetický rozdíl srážek a evapotranspirace (potenciální, aktuální, referenční) za určité časové období, přičemž obě složky pro lepší vzájemné srovnání se vyjadřují v mm. Pro zjednodušení se neberou v úvahu žádné ze složek odtoku, stejně tak pro výpočet výparu v základní bilanční rovnici uvažujeme výrazné zjednodušení ve formě homogenního vypařujícího povrchu, který je svými fyziologickými vlastnostmi velmi blízký standardnímu travnímu porostu [1]. Pokud bychom nepřistoupili k těmto zjednodušením, problematika vláhových bilancí, která je v přírodních podmínkách velmi náročná a složitá, by z pohledu krajiny jako celku byla prakticky neřešitelná.



Obrázek 1. Model AVISO, klimatologické stanice pro operativní analýzu vláhové situace

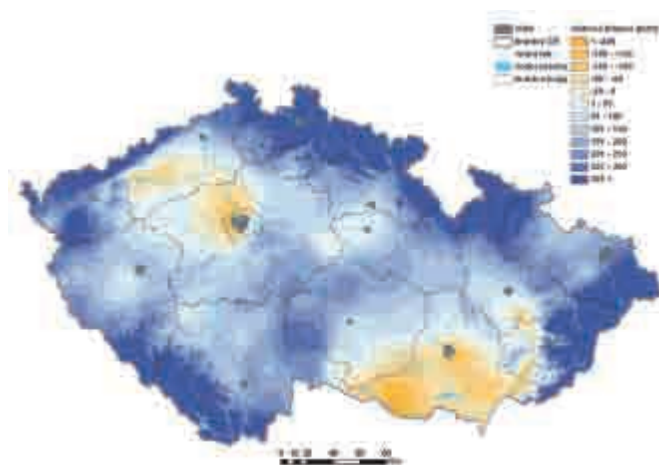
Vláhovou bilanci lze obecně podle způsobu výpočtu rozdělit do dvou základních skupin, a to základní (potenciální) vláhovou bilanci a aktuální vláhovou bilanci. Základní (potenciální) vláhová bilance je předmětem monitoringu sucha na webových stránkách

ČHMÚ. Jak bylo uvedeno výše, jedná se o vzájemný rozdíl mezi srážkami (hlavní příjmová složka oběhu vody v krajině) a potenciální evapotranspirací travního porostu (jedna z hlavních výdejevých složek oběhu vody v krajině). V tomto pojetí se v podstatě jedná o potenciál-

Tabulka 1. Dlouhodobá vláhová bilance travního porostu, výšková pásma ČR, průměrné úhrny za rok a vegetační období (1961-2000) [mm]

Charakteristika Výškové pásmo	ROK				
	minimum	klim. stan.	průměr	maximum	klim. stan.
bez rozlišení	-214,1	Kuchařovice	194,1	972,9	Lysá hora
do 200 m n. m.	-181,2	Praha, Klementinum	7,6	291,4	Děčín
201 - 300 m n. m.	-189,0	Praha, Karlov	47,4	315,2	Lučina
301 - 400 m n. m.	-214,1	Kuchařovice	155,7	503,5	Hejnice
401 - 500 m n. m.	-83,4	Sedlec	201,6	551,8	Nové Město p. Smrkem
501 - 600 m n. m.	10,9	Kocelovice	188,3	443,2	Rokytnice v Orl. h.
601 - 700 m n. m.	114,6	Karlovy Vary	440,0	888,6	Harrachov
701 - 800 m n. m.	123,7	Nedvězí	427,3	901,8	Desná, Souš
nad 800 m n. m.	-4,3	Milešovka	613,1	972,9	Lysá hora

Charakteristika Výškové pásmo	VEGETAČNÍ OBDOBÍ				
	minimum	klim. stan.	průměr	maximum	klim. stan.
bez rozlišení	-241,9	Kuchařovice	20,2	538,1	Lysá hora
do 200 m n. m.	-190,6	Praha, Klementinum	-86,1	81,7	Děčín
201 - 300 m n. m.	-229,3	Brno, Tuřany	-59,9	154,1	Lučina
301 - 400 m n. m.	-241,9	Kuchařovice	-0,9	234,4	Hejnice
401 - 500 m n. m.	-155,5	Sedlec	40,9	303,0	Frenštát p. Radhoštěm
501 - 600 m n. m.	-87,5	Kostelní Myslová	24,0	115,7	Husinec, Vyšší Brod
601 - 700 m n. m.	-37,2	Karlovy Vary	124,0	325,6	Deštné v Orl. h.
701 - 800 m n. m.	-53,1	Přímda	127,3	339,7	Bedřichov
nad 800 m n. m.	-117,9	Milešovka	240,7	538,1	Lysá hora



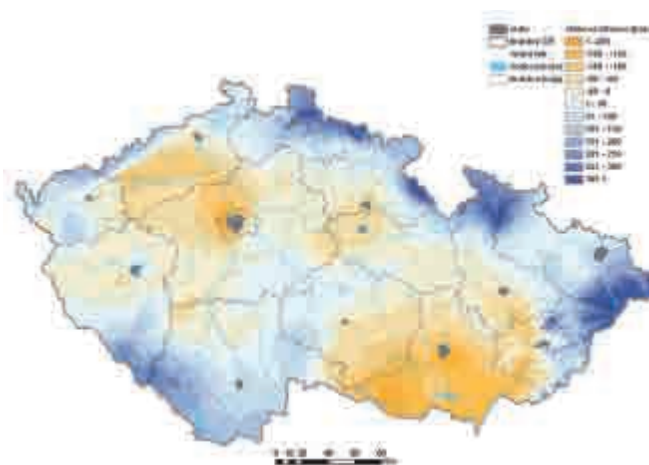
Obrázek 2. Dlouhodobá vláhová bilance travního porostu [mm] za rok na území ČR za období 1961-2000

ní vláhovou bilanci, kdy aktuální (skutečné) hodnoty vláhové bilance v krajině jsou tímto způsobem podhodnoceny, neboť v základní výpočetní rovnici se bere v úvahu výpar potenciální, nikoliv aktuální, který je v naprosté většině případů nižší (zvláště v teplém půlroce). Evapotranspirace ve své potenciální podobě je prakticky shodná s maximálně možnými hodnotami výparu při optimálních vláhových podmínkách, s nimiž se v přírodním prostředí většinou nesetkáváme ve vegetačním období [2], resp. v teplém půlroce, ale podstatně častěji v zimě nebo v obdobích přechodných (jaro a podzim).

U základní (potenciální) vláhové bilance se při výpočtu potenciální evapotranspirace neberou v úvahu vlhkostní podmínky podloží, tvořené půdním horizontem [5]. Vyjadřuje takto vliv meteorologických podmínek na bilanci (a taktéž na výpar) při současném potlačení všech ostatních činitelů, které výpar ovlivňují (půdní vlhkost apod.). Jde tedy o meteorologickou vláhovou bilanci [4]. Toto je nutno mít stále na zřeteli při případném vzájemném porovnávání základní vláhové bilance jednotlivých míst či oblastí.

Kompletní analýza byla provedena pomocí agrometeorologického modelu AVISO („Agrometeorologická Výpočetní a Informační Soustava“) na ČHMÚ, pobočce Brno. Model je svou podstatou určen pro analýzu případů s převládajícím nedostatkem množství srážek. Neřeší tedy problematiku nadbytku srážek a s tím spojenou otázku odtoku. Z tohoto pohledu se naskytá jeho uplatnění pro analýzu existujících suchých období, resp. období, kdy se vyskytují minimální úhrny srážek. Evapotranspirace je modelově počítána v denním kroku modifikovaným postupem podle algoritmů Penman-Montheith [6].

Na obr. 1 je uvedeno rozmístění 135 klimatologických stanic



Obrázek 3. Dlouhodobá vláhová bilance travního porostu [mm] za vegetační období na území ČR za období 1961-2000

na území ČR, pro něž se v denním intervalu zpracovávaly hodnoty základní (potenciální) vláhové bilance travního porostu.

Jako základní kritérium pro specifikaci intenzity sucha bylo zvoleno vzájemné srovnání aktuálních hodnot s jejich dlouhodobými hodnotami z let 1961–2010, přičemž tyto byly vypočítány pro reprezentativní výběr ze 135 klimatologických stanic [7].

Je vhodné připomenout, že v současné době (rok 2015) model pracuje s meteorologickými daty již ze 198 plně automatizovaných klimatologických stanic.

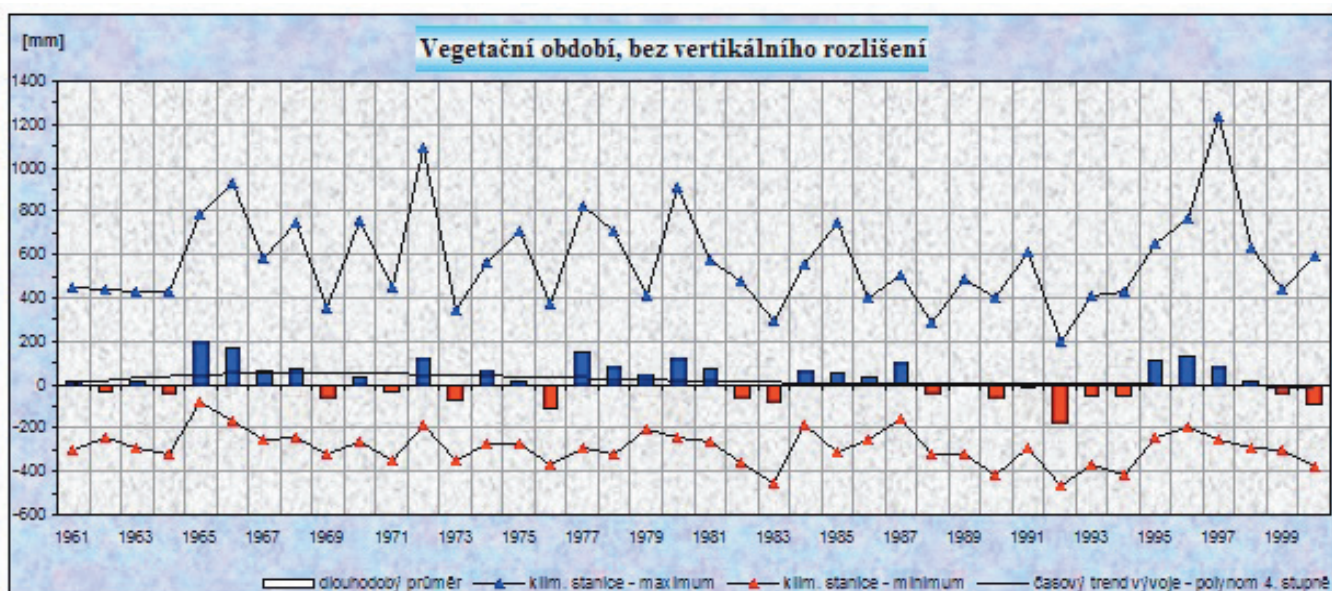
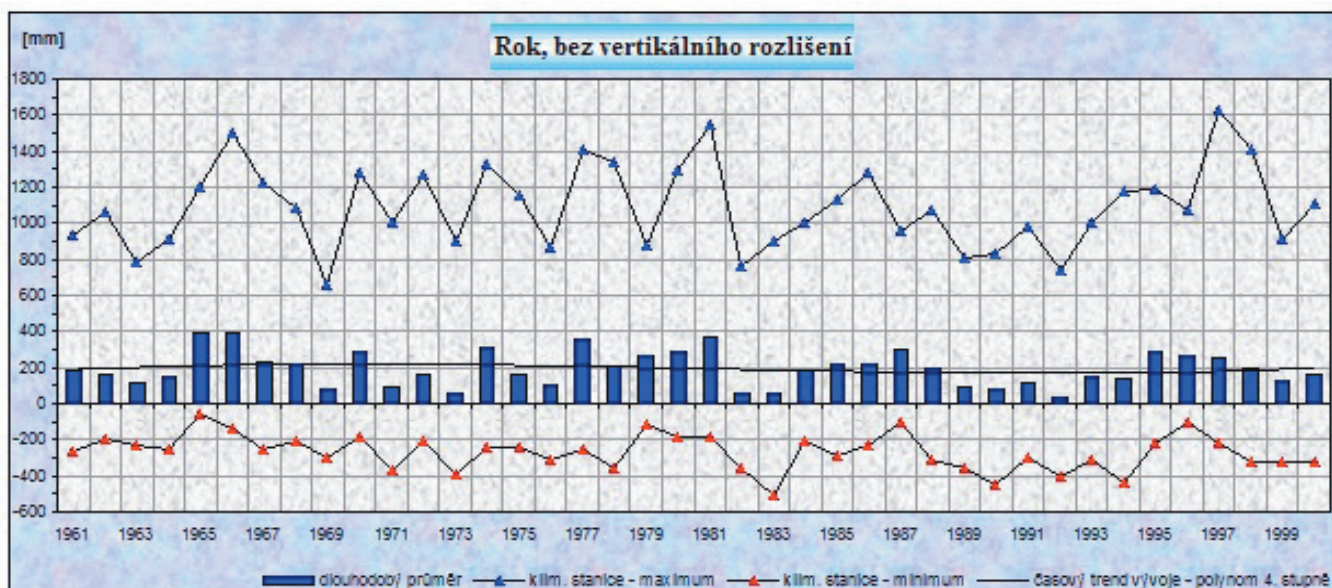
Výsledky

Z vyhodnocení období 1961-2000 vyplývá, že na našem území je v ročním průměru kladná průměrná vláhová bilance, tj. s převahou srážek nad evapotranspirací. Budeme-li brát konkrétní vypočítané údaje (tab. 1), průměrná dlouhodobá vláhová bilance ve vertikálním profilu v rámci roku jako celku narůstala od 7,6 mm (nejnižší pásmo do 200 m n. m.) do 613,1 mm (nejvyšší pásmo nad 800 m n. m.) a bez vertikálního členění činila 194,1 mm. Bereme-li vegetační období, do nadmořské výšky 300 m n. m. je dlouhodobá vláhová bilance výrazněji záporná, naopak od nadmořských výšek 400 m n. m. se vzhledem k vyšším srážkovým úhrnům již projevuje kladná dlouhodobá vláhová bilance. Pro celé území ČR bez vertikálního rozčlenění byla vypočítána hodnota 20,2 mm.

Tab. 1 a mapy na obr. 2 a obr. 3 dokumentují pro jednotlivé oblasti ČR v dlouhodobém měřítku vláhovou situaci. Průměrná

Tabulka 2. Procentuální část plochy ČR [%] zasažená nepříznivými vláhovými podmínkami na přelomu května a června v roce 2012 při srovnání aktuálního stavu s dlouhodobým průměrem 1961–2010

PVLBI_TP srovnání s dlouhodobým průměrem [mm]	Datum			
	20.5.	27.5.	3.6.	10.6.
pod -150	0,6	3,5	2,9	0,3
-150 až -100	12,5	28,7	25,6	21,9
-100 až -50	40,9	48,1	43,6	41,6
-50 až 0	40,1	17,0	24,5	30,3
0 až 50	5,0	2,6	3,0	4,7
50 až 100	1,0	0,1	0,4	1,1
100 až 150	0,0	0,0	0,0	0,1
nad 150	0,0	0,0	0,0	0,0



Obrázek 4. Průměrné, maximální a minimální úhrny vláhvová bilance travního porostu na území ČR za rok a vegetační období (1961-2000)

dlouhodobá vláhvová bilance v rámci roku je výrazně negativní na jižní Moravě (-125,7mm) a Poohří (-47,1 mm), naopak vy-

rovnanější je na střední Moravě a Polabí, kde dosahuje kladných hodnot (12,0 mm, resp. 18,9 mm).



Z výsledků vyplývá, že většina území je výrazně negativní potenciální vláhová bilance zvláště v měsících vegetačního období roku 2012. Srovnáním s dlouhodobým obdobím let 1961–2010 navíc docházíme k závěrům zvýšené negativní potenciální vláhové bilance. Tato skutečnost byla zaznamenána i při hodnocení pomocí kumulovaných úhrnů. Prokazatelné je to hlavně na moravských stanicích (Brno-Tuřany, Kuchařovice) a v Doksaněch, kdy proti dlouhodobým měsíčním hodnotám je situace v roce 2012 o více než 50 mm horší (květen). Bereme-li v úvahu kumulované úhrny po měsících, pak ve vegetačním období je situace ještě horší, neboť oproti dlouhodobým poměrům do vyrovnané potenciální vláhové bilance schází i více než 200 mm (jižní Morava).

Ke dni 27. 5. 2012 (obr. 5) je již rozdíl oproti dlouhodobé hodnotě -100 mm a nižší na více jak 30 % území ČR. Nejvíce jsou opět postiženy jižní a střední Morava, dále Polabí, část Poohří a také plošně velké oblasti jihozápadních Čech a Šumavy. Vláhovou bilanci pod -100 mm už je možno považovat za mimořádné suchu. Pod -150 mm je na 3,5 % území, nejvíce na jižní Moravě, části Šumavy a na Přerovsku. Plochy oblastí s hodnotami rozdílu -100 až -50 mm od dlouhodobých poměrů zabírají k tomuto datu už více než 48 % území ČR.

Procentuální část plochy ČR [%] zasažená nepříznivými vláhovými podmínkami na přelomu měsíců květen a červen v roce 2012 při srovnání aktuálního stavu s dlouhodobým průměrem 1961–2010 je náplní tab. 2. Z této tabulky vyplývá, že nejhorší situace byla na konci května k 27. 5., kdy při srovnání s dlouhodobými podmínkami 1961–2010 byla v roce 2012 na 48,1 % území ČR vláhová bilance o -50 až -100 mm horší a téměř na 1/3 území ČR (28,7 %) byly vlhkostní podmínky ještě méně příznivé (proti dlouhodobému průměru -100 až -150 mm).

Plošné vyjádření výskytu sucha reprezentuje mapa míry ohrožení zemědělským suchem, která byla zpracována ve formě kategorizované mapy potenciální vláhové bilance travního porostu ke dni 1. 6. 2012 (za období od 1. 1. 2012 do 1. 6. 2012).

Vláhovou bilanci dosahující -100 mm a méně už lze považovat za mimořádné suchu. K 27. 5. byla pod -150 mm na 3,5 % území, nejvíce na jižní Moravě, části Šumavy a na Přerovsku. Plochy oblastí s hodnotami rozdílu od dlouhodobých poměrů -100 až -50 mm zabíraly k tomuto datu už více než 48 % území ČR. Počátkem června docházelo k postupnému mírnému zlepšování vláhové situace, především na území Moravy, ovšem velké rozdíly hodnot potenciální vláhové bilance vzhledem k dlouhodobým poměrům se projevily stále na většině území, nedocházelo už ale k výraznému nárůstu ploch s negativní bilancí. Na více než 75 % území ČR byly hodnoty rozdílu vzhledem k dlouhodobé hodnotě potenciální vláhové bilance pod -50 mm, asi 26 % území mělo pak hodnoty pod -100 mm. Suchem byla nejvíce zasažena jižní a střední Morava a výrazné negativní rozdíly přetrvávaly i v Polabí a na Šumavě. Od počátku června (k 10. 6.) již nebyly rozdíly tak extrémní a zasažené plochy území byly již o něco méně rozsáhlé. Díky výskytu srážek docházelo ke zlepšování vláhových podmínek, a to hlavně na Moravě. V Polabí docházelo k mírnému zvýšení oblastí s hodnotami pod -100 mm. Ale na více než 62 % území ČR byly hodnoty potenciální vláhové bilance pod -50 mm ve srovnání s dlouhodobou hodnotou. Plocha území s hodnotami pod -100 mm byla asi na 21 %, hodnotami pod -150 mm bylo zasaženo pouze 0,3 % území ČR.

Rok 2015

Vývoj letošního sucha musíme začít hodnotit již od průběhu zimy 2014/2015. Tato byla na většině území srážkově podnormální. Severní a východní Morava měla srážky normální, ale velká část hlavně středních a západních Čech jen mezi 50 až 60 %

dlouhodobého průměru. Podobné byly úhrny i na části Znojemska. Ovšem zima jako celek byla oproti průměru na celém území teplejší, a to o 1,5 až 3,5 °C. Leden byl teplejší o 3 °C, na některých místech v Čechách i o 4 °C. Únor mimo západní a jihozápadní území měl teploty vyšší o 1 až 2 °C. S ohledem na průběh teplot vzduchu a úhrnů srážek byl již počátek jara mírně sušší. Deficit srážek ke konci března dosahoval mimořádně až 50 %, na jižní Moravě a na větší části Čech byl od 10 do 25 %, na ostatních částech území ČR naopak vyšší než průměr. Díky těmto podmínkám dosahovaly hodnoty základní vláhové bilance v březnu normální až slabě podnormální hodnoty, tomuto odpovídala i zásoba využitelné vody v půdním horizontu.

Průběh teplot vzduchu v dubnu vyvolával zvýšení hodnot evapotranspirace asi na polovinu území Čech o 20, ale místy až o více než 40 %. Ovšem v květnu tento negativní trend končí a hodnoty na většině území odpovídají normálu. Na Moravě jsou na části území částečně podnormální. Totéž bez velkých odchylek je možné uvést pro měsíc červen. V červenci však pozorujeme postupný vzestup hodnot a opět hlavně v Čechách, ale i na severní části Olomoucka se evapotranspirace zvyšuje místy až ke 40 % oproti dlouhodobým podmínkám. V polovině srpna na některých lokalitách překračuje 40 % a její vyšší hodnoty zastavuje až ochlazení spojené s výskytem srážek.

V průběhu měsíců dubna až června byly úhrny srážek na většině našeho území podnormální, takže koncem května v pásu od Karlových Varů přes střední Čechy až k Českým Budějovicím se jejich úhrn pohybuje mezi 50 až 75 % průměru. Obdobně je to na jižní a části střední Moravy. Tento stav se v červnu mění tak, že v Podkrušnohoří dochází k dorovnání průměru, naopak na Moravě se zvyšuje plocha území s deficitem srážek mezi 25 až 50 %. Mimořádně nízké úhrny srážek v červenci způsobují, že na většině našeho území byl deficit 25 až 50 %. Na několika místech, hlavně v oblasti jižní Moravy, je srážkový deficit více jak 50 %. Ovšem díky bouřkám jsou na těchto územích lokality, kde deficit srážek poklesl. Prohlubující se deficit v srpnu zastavily až srážky od 16. srpna.

Popsaný stav se projevuje rostoucím deficitem základní vláhové bilance. Na přelomu dubna a května se ve východních a jižních Čechách prohlubuje nedostatek vody o více jak 50 mm. Koncem května se tento deficit projevuje také na jižní Moravě a několika lokalitách na celém území. Koncem druhé dekády června je deficit přes 75 mm na převážné části Moravy a ve východních a jižních Čechách. V prvním červencovém týdnu je s tímto deficitem území od Prahy přes celou Moravu mimo Beskydy. Výskyt tropických veder zvyšuje deficit tak, že ke dni 12. 7. jsou místa, kde základní vláhová bilance má hodnoty pod -150 mm. Tento stav je po celý červenec s tím, že nehomogenitu tohoto pole způsobují lokální bouřky. Ovšem jejich ojedinělý výskyt neovlivňuje celkovou vláhovou bilanci, takže v polovině srpna překračuje na asi čtvrtině našeho území deficit hodnoty -200 mm.

Závěr

Základní vláhová bilance je agroklimatická charakteristika vyjadřující rozdíl mezi měřeními úhrny srážek a počítanými úhrny potenciální evapotranspirace (výparu). Mimo aktuálního stavu a průběhu hodnot v čase je také sledován stav charakteristik vzhledem k dlouhodobému průměru, v našem případě se to týká průměrných hodnot za období 1961–2010. Území ČR z hlediska vláhové bilance je velmi rozdílné, což je dáno proměnlivým výskytem srážek a též teplotami vzduchu. Sucho má určitý kumulativní charakter, v příhodných podmínkách se jeho intenzita a dopady s každým dnem zvyšují.

V průběhu roku 2012 bylo možno sledovat velmi intenzivní projevy sucha v rámci území ČR. Ve většině níže položených oblastech docházelo již během dubna a poté hlavně začátkem

května k poklesu hodnot vláhové bilance, což souviselo s výraznou převahou výparu (evaporace, evapotranspirace) nad úhrny srážek. S tím souviselo i postupné snižování zásoby využitelné vody v půdním profilu, kdy v níže položených oblastech tyto hodnoty postupně klesaly pod 50 % využitelné vodní kapacity. Během května pak tento trend pokračoval a následoval razantní propad vláhově-bilančních hodnot, kdy na většině území ČR v týdenních úhrnech byla negativní bilance srážek a výparu (až kolem -30 mm). Velmi intenzivně byly suchem zasaženy oblasti Polabí, Poohří, ale zvláště pak většina území jižní Moravy.

Kumulativní hodnoty potenciální vláhové bilance počítané od 1. 1. ke konci května se pohybovaly na hranici -100 mm a místy klesaly i pod -150 mm. Zde se už dá hovořit o vysoce negativní vláhové bilanci, resp. o výskytu mimořádného sucha. Tento nepříznivý stav měl velmi negativní vliv na zemědělské plodiny. Ve srovnání s dlouhodobými poměry byla vláhová bilance ke konci května na téměř celém území ČR o více jak 50 mm, v nejvíce postižených oblastech až o 150 mm nižší. Od začátku června však začalo docházet k nadlepšováním vlhkostní situace v oblasti jižní Moravy, a to v důsledku výraznějších srážkových úhrnů. V tomto období již také nedocházelo k nárůstu negativní vláhové bilance, což poukazovalo na vyrovnané úhrny srážek a výparu na jižní Moravě. V severozápadních Čechách a v Polabí byly ale hodnoty nadále velmi nízké.

Hodnoty vláhové bilance do poloviny roku 2015 klesly na převážné části našeho území pod -200 mm, takže i tento rok bylo mimořádné sucho, podobně jako roky 2000, 2003 a 2012. Jistě, že každý z uvedených roků měl s ohledem na suchu svá specifika. S ohledem na výskyt vody v naší krajině bychom měli věnovat vývoji vláhové bilance větší pozornost, zvláště pak s ohledem na výskyt sucha. Dokladem je prokazatelně rostoucí teplota

vzduchu, ale hlavně naše hospodaření v krajině, které v mnohém snižuje vsakování vody a naopak urychluje její odtok.

Poděkování

Příspěvek byl vypracován s podporou projektu NAZV QI111Co80 „Zpřesnění dostupné zásoby vody v půdním profilu na základě modelu kořenového systému plodin pro efektivní hospodaření s vodou a dusíkem“.

Literatura

- [1] ALLEN, R. G. – PRUITT, W. O., 1991. FAO-24 reference evapotranspiration coefficients. *Journal Irrig. And Drainage Engineering*, ASCE 117(5), pp. 758-773.
- [2] BRUTSAERT, W., 1982. *Evaporation into the Atmosphere*. Dordrecht: D.Reidel Publishing Co., pp. 299.
- [3] KOHUT M., ROŽNOVSKÝ, J., CHUCHMA F., 2008: Vláhová bilance zemědělské krajiny. In: Rožnovský, J. – Litschmann (ed): *Sborník příspěvků z mezinárodní konference a CD ROM s články „Bioklimatologické aspekty hodnocení procesů v krajině“*, Mikulov 9. 9.-11. 9. 2008, ČBkS, ČHMÚ, s. 35, CD ROM. ISBN 978-80-86690-55-1.
- [4] MONTEITH, J.L. – UNSWORTH, M.H., 1990. *Principles of Environmental Physics*, London: Edward Arnold, 2nd ed., pp. 291.
- [5] NOVÁK, V., 1995. *Vyparovanie vody v prírode a metódy jeho určovania*. Bratislava: SAV, 260 s.
- [6] PENMAN, H.L., 1948. Natural evaporation from open water, bare soil and grass. *Proceedings of the Royal Society of London. Series A*, Vol. 193, No. 1032, pp. 120-145.
- [7] ŠTĚPÁNEK, P., ZAHRADNÍČEK, P., 2008: Experiences with quality control and homogenization of daily series of various meteorological elements in the Czech Republic, 1961-2007. Genova : In: *Proceedings of the Sixth seminar for homogenization and quality control in climatological databases* (Budapest, 25. - 30. May 2008), WCDMP,WMO, 2008. p

BIOSEALING – TECHNOLOGIE ZATĚŠŇOVÁNÍ PRŮSAKŮ SYPANÝCH HRÁZÍ

David Rupp, Otakar Pazdírek

GEOTest, a.s., Šmahova 112, 627 00 Brno, tel. +420 548 125 248, rupp@geotest.cz

Abstrakt

BioSealing je trvanlivá a levná alternativa ke klasickým metodám těsnění průsaků vody sypaných hrází vodních děl. Metoda je rovněž vhodná pro zatěšňování průsaků v podzemí, například v blízkosti tunelů, stavebních jam a obecně podzemních prostor. Vedle tradičních metod pro utěsnění průsaků jako jsou například jílovocementové nebo chemické injektáže, tato technologie spočívá v injektáži živin specifického složení do blízkosti míst s indikovanými úniky vody. Tyto živiny mají schopnost stimulovat růst půdních bakterií, což má za následek tvorbu hmoty biologického podstaty, která svými vlastnostmi zapříčiňuje významné snížení propustnosti zemin a postupné utěsnění průsaků. BioSealing nabízí způsob méně nákladný a mnohem méně zatěžující životní prostředí. Pilotní aplikace této technologie v Česku se uskutečnila na vodním díle Hornice.

Klíčová slova: průsak; hráz; těsnění; Biosealing; process těsnění.

Abstract

BioSealing is a sustainable and cheap alternative for sealing underground leaks in, for example, tunnels, building pits and car parks, but also for treatment of seepage through dikes and dams. In addition to traditional methods for sealing leaks on-site, such as grout or chemical injections, BioSealing offers a method less expensive and far less burdensome for the environment. BioSealing is an in situ sealing method to restore leakages in sub-surface constructions and natural layers by stimulating bacterial activity. BioSealing uses bacteria naturally present in the subsurface, which are stimulated by injecting nutrition's near the location of the leak. As the injected nutrition's mix with the groundwater, they are automatically transported towards the leak. Pilot test of this technology in the Czech Republic took place in the reservoir Hornice.

Keywords: leakage; dam; sealing; Biosealing; bioclogging.

Úvod

BioSealing je těsnicí metoda zastavující průsak vody skrze zemní konstrukce pomocí stimulace bakteriální aktivity.

BioSealing byl původně vyvinut nizozemskými společnostmi Deltares a Volker Staal Funderingen. BioSealing byl již v praxi na několika projektech použit. Jednalo se například o utěsnění průsaků podzemní vody na severojižní lince metra v Amsterdamu. V Rakousku podél kanálů Dunaje prováděla touto technologií v rámci výzkumu těsnicí práce firma Züblin Spezialtiefbau. Těmito praktickými aplikacemi byla prokázána funkčnost a účinnost metody.

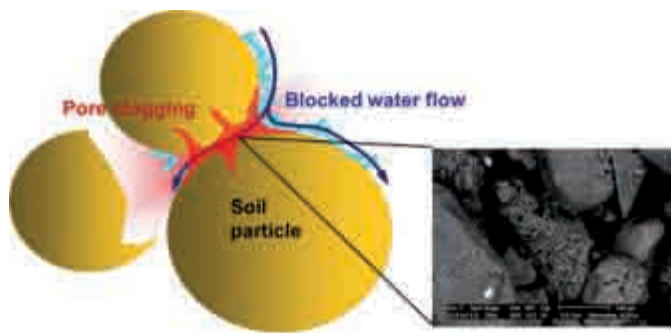
Společnost GEOTest je členem Společného průmyslového projektu - Joint Industry Project Biosealing (JIP), jehož úkolem je dále rozvíjet, ověřovat a realizovat technologii. Iniciátorem a vedoucím účastníkem projektu je nezávislá nizozemská výzkumná instituce Deltares zaměřující se na aplikovaný výzkum v souvislosti s podzemní i povrchovou vodou, geologickým prostředím a jejich vztahem k infrastruktuře. Ve sdružení spolupracuje dalších osm zahraničních společností. V současné době jsou účastníky projektu společnosti Sireg (Itálie), Agrana Zuckerforschung Tulln (Rakousko), Bioclear (Nizozemsko), Texplor (Benelux), Avebe (Nizozemsko), Züblin Spezialtiefbau (Rakousko), Volker Staal en Funderingen (Nizozemsko), GEOTest (Česká republika) a Deltares (Nizozemsko). Jednotliví účastníci projektu investují celkem 400,000 € na výzkum jednotlivých aspektů technologie v průběhu 3 let.

Těsnění hrází

Zatěsnění průsaků sypaných hrází vodních děl je v současnosti uskutečňováno pomocí stavebních postupů prací tzv. speciálního zakládání. Zatěsnění probíhá z koruny hráze a používají se převážně 2 základní metody. První z nich je výstavba těsnicí clony. Jedná se o řadu lamel hloubených pomocí drapákové soupravy používané pro hloubení podzemních stěn. Jednotlivé lamely jsou postupně hloubeny do finální úrovně tělesem hráze a vzniklé otvory jsou následně vylévány (injektovány pod slabým tlakem) až po povrch. Tím vzniká umělá nepropustná překážka bránící průtoku vody z vodní nádrže skrz hráz. Další metoda používá obdobný postup, místo hloubení lamel se však buduje stěna pomocí řady vrtů, opět s následnou injektáží. Vrty se provádějí z koruny hráze vždy s mezerou mezi jednotlivými vrty, takovým způsobem, aby mezi nimi vznikla mezera pro následný vrt, který převrtá oba sousední a zajistí tak nepropustnost konstrukce. V případě lokálních průsaků, kdy není nutno těsnit hráz v celé její délce, se používá technologie tryskové injektáže, která pomocí předem vyhloubených úzkých vrtů instaluje do hráze soutyčí s injektážními tryskami a proinjektují poškozené místo za pomoci sloupce směsi penetrovaného do zemin hráze. Pro výše popsané metody se používají nejrozličnější injekční směsi, nejčastěji na bázi jílovocementu (tj. směsi cementu a materiálů na bázi jílu, např. bentonitu). Pro zlepšení vlastností se používají aditiva na bázi polymerů.

Nevýhodou těchto technologií je jednak jejich technologická náročnost a s ní rovněž spojená náročnost finanční. Na menších hrázích vodních děl 3. – 5. kategorie lze zpravidla realizovat tyto práce pomocí menších injektážních souprav. Na hrázích větších výšek je třeba nasadit pilotážní mechanismy značných rozměrů a hmotnosti, což může negativně ovlivnit konstrukci koruny hráze. Limitující je rovněž jejich rozměr, který může bránit provádění prací ve stísněných podmínkách hráze. V neposlední řadě se jedná o technologie značně finančně náročné. V oboru speciálního zakládání, kde jsou tyto práce využívány pro sanaci základů budov případně narovnávání

budov, které jsou ohroženy nerovnoměrným sedáním, se jedná o nákladnou technologii, ke které se investor uchyluje jen v případě, že variantní a finančně dostupnější technologie nejsou realizovatelné. Ekologické hledisko je v případě realizace těsnění hrází vodních děl klíčové. Zpravidla se jedná o nádrže, které slouží kromě svého vodohospodářského účelu i k rekreaci a značná část nádrží a přehrad v České republice i jako zdroj pro výrobu pitné vody. V těchto případech je použití klasických injekčních směsí problematické a neumožňuje aplikovat různá aditiva zlepšující účinek směsí. V případě tryskové injektáže hrozí zavlčení směsi vháněné do prostředí hráze pod tlakem po plochách diskontinuit zcela mimo místo zatěsnění, což může způsobit poškození na technologiích hráze.



Obrázek 1. Schematické znázornění principu technologie

Princip metody

Průsaky v konstrukcích zadržující vodu nebo v geologických nepropustných vrstvách jsou hlavním problémem při vodohospodářské výstavbě. Úniky vody mohou způsobit ztrátu vody z nádrží, selhání funkce přehrad a hrází, ohrožení tunelů a jiných podzemních staveb, včetně potřeby dodatečných nákladů odvodnění, dopad na okolí a migraci kontaminantů.

Technologie BioSealing je těsnicí metoda zastavující průsak vody skrze podpovrchové konstrukce a geologické vrstvy pomocí stimulace bakteriální aktivity. Každá půda obsahuje bakterie. Parametry jako jsou např. pH, teplota, redukce a oxidace či obsah solí určují, jaký druh nebo druhy bakterií budou v dané půdě aktivní a zda budou přítomny v dostatečné míře. BioSealing využívá bakterie přirozeně přítomné v zeminném prostředí a stimuluje je pomocí injektování živin poblíž místa průsaku. Živiny jsou podzemní vodou automaticky dopraveny k místu průsaku. V průběhu transportu živin zeminným prostředím dochází rovněž k reakci způsobující změnu chemických podmínek v podloží, což vede ke zvětrání např. jílových minerálů. Erodované částice se pohybují směrem k místu průsaku v podloží. Do místa průsaku je dopravena největší část živin a vytváří se zde bakteriální film. Zvětralé částice se v biologickém slizu zachycují a vytvářejí pevné těsnění. Není proto nutné místo průsaku přesně znát a přesto právě v místě průsaku k utěsnění dojde. Přibližně osm týdnů po poslední injektáži živin začne bakteriální aktivita klesat a půdní podmínky se vrátí do původního stavu.

Výhodou metody je skutečnost, že není nutné znát přesné místo netěsnosti. Místo nemusí být nutně dobře dostupné. Ve srovnání s chemickým řešením či injektáží jílovocementových směsí jde o výrazně levnější metodu. Do prostředí postiženého průsaky jsou vstřikovány pouze živiny (nikoliv bakterie) a dochází jen k zanedbatelné deformaci půdy. Živiny jsou biologicky odbouratelné. Aplikace nemá nepříznivý dopad na životní prostředí.

Při projektování zásahu je třeba vzít v úvahu, že není záručeno

100% utěsnění průsaku. Nelze zcela utěsnit jednotlivé rozsáhlé průsaky s plochou nad 10 m². Mnohočetná místa průsaků na větší ploše však řešit lze.

Pro úspěšnou aplikaci technologie BioSealing je třeba zajistit transport živin přibližně do místa identifikovaného průsaku. Z tohoto důvodu není možné realizovat opatření například na hrázích protipovodňových tzv. suchých poldrů. V období aplikace musí být nádrž napuštěna minimálně nad úroveň zjištěného průsaku, aby docházelo k transportu vody skrz těleso hráze. Teplota podzemní vody musí být vyšší než 5 °C, pro maximální účinek aplikace je ověřena minimální teplota 8 °C. Proces těsnění se zrychlí, když teplota podzemní vody vzroste. Teplota podzemní vody nad 30–35 °C by však mohla zapříčinit růst patogenní populace. Tok vody směrem k průsaku musí být sblíhavý. Není stanovena hranice pro maximální průtokové množství, pouze pro minimální. Pokud je průtokové množství příliš malé, existuje riziko, že se živiny nedostanou až k místu průsaku. Technologie BioSealing byla úspěšně testována v různých prostředích, kde se PH vody pohybovalo v rozmezí 5–11. Bylo experimentálně ověřeno, že slaná voda nepůsobí problémy. Aplikace živného roztoku nenarušuje beton ani cement. Pokud je půda nebo podzemní voda znečištěná, musí být provedeny laboratorní testy, které zhodnotí, jaká by byla bakteriální aktivita půdy v případě aplikace metody BioSealing. Pro maximální rozsah průsaku, který je možno zatěsnit platí, že pokud je otvor vyplněn pískem, je maximální plocha těsnění 10 m² (za předpokladu sblíhavého proudění vody). Utěsnit lze také pukliny v horninách vyplněné pískem nebo šterkem. Výzkumní pracovníci v Kanadě úspěšně utěsnili i otevřené pukliny do 2 mm. Mezerovitost šterkovitých materiálů s velikostí zrn do 25–30 mm není zásadní překážkou. Před realizací je třeba ověřit v laboratorních podmínkách ve vztahu k rychlosti proudění vody. Experimentálně bylo prokázáno úspěšné utěsnění průsaku v puklinách horninového prostředí vápenců v Kanadě, byla však nutná dodatečná opatření proti příliš nízké hladině pH. Laboratorní experimenty prokázaly, že je možné utěsnit otvory ve zcela jílovitých nebo rašelinných vrstvách. Není však možné vstříkovat živiny do jílu nebo rašeliny, propustnost je příliš nízká.

Výběr lokality

Úkolem společnosti GEOTest ve společném projektu byla realizace pilotního testu na vhodné lokalitě v České republice. Tento test navazoval na předchozí výzkumné a normální realizace technologie ve světě. Jedná se o lokality:

- 2004: terénní experiment Maasvlakte (NL): simulace průsaků do stavební jámy
- 2005: Akvadukt Haarlemmermeer (NL): těsnění jílové vrstvy
- 2009: Přehrada s hydroelektrárnou v Rakousku
- 2009: lokalita Greifenstein v Rakousku – zatěsnění průsaků hráze podél Dunaje
- 2009: Utěsnění prosakování slané vody ve městě Haarlemmermeerpolder (NL)
- 2011: Přehrada s hydroelektrárnou v Rakousku
- 2011: Stavební jáma v Amsterdamu (NL)
- 2011: Pilotní projekt Aomori (Japonsko)

Při výběru vhodné vodní nádrže jejíž zemní hráz by byla postižena průsaky, proběhly konzultace s organizací VD-TBD, a.s. provádějící technicko-bezpečnostní dohled nad vodními díly a se správcem vodních děl Povodí Moravy, s.p. První z možných lokalit, a to rybník Pstruhovec, byl podroben hydrogeologickému průzkumu. Byl zde změřen vodní režim a zjištěny fyzikálně chemické vlastnosti vod. Závěry ukázaly



Obrázek 2. Letecký pohled na vodní nádrž Hornice a přilehlou obec

zdroj: www.mapy.cz

na nevhodnost lokality pro použití těsnění metodou Biosealing z důvodu charakteru průsaku na rozhraní tělesa hráze a skalního podloží. Následně byla navržena nová lokalita, která se ukázala jako vhodná pro realizaci pilotního projektu. Jedná se o vodní nádrž Hornice v kraji Vysočina. Proběhly konzultace se společností Deltares a byla uskutečněna návštěva jejího specialisty na Biosealing. S majitelem nádrže ZD Dešov byly sjednány podmínky o využití lokality a uzavřena smlouva o spolupráci.

Inženýrskogeologický průzkum a systém monitoring

Během zahrnoval průzkum vyhloubení celkem 6 vrtů a 3 kopaných sond. Vrtby byly hloubeny z srpna 2015 byl realizován geotechnický průzkum hráze rybníka v Hornici. V první etapě koruny hráze do hloubky 10 m tak, aby bylo zastiženo podloží přehradního tělesa a kopané sondy byly vyhloubeny na vzdušné straně svahu hráze do hloubky 1,0 m. Vrtné jádro bylo geologicky a fotograficky zdokumentováno a byly z něj odebrány vzorky zeminy pro laboratorní klasifikace a analýzy. Tři z realizovaných vrtů byly vystrojeny pažnicemi a připraveny pro seismické metody geofyzikálního průzkumu.

Část vzorků zeminy odebraných v průběhu vrtných prací byla převezena do laboratoří společnosti GEOTest pro ověření fyzikálních a mechanických vlastností zemín, ze kterých je hráz budována. Další část vzorků byla předána do laboratoří institutu Deltares pro laboratorní ověření účinku aplikace živné směsi Nutrolase a ke korelaci s následným výsledky na lokalitě. Vzorek zeminy byl rovněž zaslán společnosti

Agrana z Rakouska, která je výrobcem živné směsi Nutrolase k laboratorním testům. Tyto analýzy poslouží k testům účinku směsi s různě modifikovaným složením.

Další tři vrtby a kopané sondy byly zároveň využity pro vybudování geotechnického monitoringu hráze. Do vrtů a kopaných sond byly osazeny ve dvou výškových úrovních čidla pro sledování změn pórových tlaků (piezometry) a teploty a jejich datové vodiče byly svedeny do místa budoucí sběrnice dat.

V druhé etapě geotechnického průzkumu byl realizován geofyzikální průzkum za použití seismických a geoelektrických metod. Při seismické metodě byly realizovány řízené odpaly v geofyzikálních vrtech a zjišťována homogenita tělesa hráze pomocí geofonů a hydrofonů.

Ve spolupráci s pracovníky VUT v Brně byly, na základě výsledků z první průzkumné etapy, do tělesa hráze osazeny 4 ks vlhkoměrných odporových sond pro sledování relativních změn vlhkosti na principu elektrické impendanci spektrometrie (EIS). Jedná se o metodu, která je vyvíjena v rámci mezinárodního výzkumného programu Euréka ve spolupráci firmy GEOTest a ústavu vodních staveb stavební fakulty VUT Brno. Dle geologické skladby hráze byl navržen interval vodivých a nevodivých částí tyčí a sondy byly následně umístěny ve dvou dvojicích do koruny hráze (hl. 10 m) a do vzdušné strany (hl. 3,0 m) svahu tělesa a staly se součástí systému monitoring na lokalitě. Vlhkoměrné tyče byly instalovány jednak z koruny hráze do předem připraveného otvoru, který byl vyhlouben pomocí samopojízdné soupravy PAGANI TG 63/150 primárně určené pro realizaci penetračních sond. Na vzdušném lici byly sondy instalovány do předem vyhloubených šachtic.



Obrázek 3. Letecký pohled na hráz nádrže s vyznačením umístění jednotlivých prvků monitoring



Obrázek 4. Pohled na vzdušný líc hráze s patrným místem průsaku podle intenzivnějšího travního porostu



Obrázek 5. Provozní vrtné prací z koruny hráze



Obrázek 6. Instalace piezometrických čidel do předem připravené šachty v místě průsaku

Po instalaci tyčí do těles hráze bude kabeláž z místa jejich vyústění na terénu svedena pomocí mělkého výkopu rovněž do domku pod hráží a napojena na zde umístěný dataloger Z-4.1, který umožňuje kontinuální záznam dat z instalovaných čidel.

Systém monitoringu, který byl vybudován a zprovozněn na lokalitě VN Hornice slouží k ověření účinnosti aplikace Biosaelingu a zachycuje stav před zahájením injektáže, v jejím průběhu a je v činnosti do současnosti i v následném období, kdy bude ověřovat účinnost sanačního zásahu a případné změny v delším časovém období. Systém je konstruován jako automatický s kontinuálním záznamem dat. Jejich přenos je zabezpečen prostřednictvím instalované GSM brány na počítače řešitelů projektu. Do domku pod hráží byly instalovány datalogery pro záznam dat z piezometrů a vlhkoměrných tyčí EIS. Na vzdušné straně hráze bylo upraveno místo průsaku k zajištění odběrů vzorků vody a k měření teploty, elektrické vodivosti, PH a množství prosakující vody. K těmto měření byly instalovány příslušná čidla a záznamník průtoku vody. Geodeti zaměřili ústí jednotlivých vrtů monitoringu, vedení kabelových



Obrázek 7. Hloubení injekčních vrtů pro následnou aplikaci směsi Nutrolase

drah, aktuální úroveň hladiny vody v nádrži a pozici průsaku na terénu.

Injekční práce

Pro samotnou realizaci sanačního zásahu bylo z koruny hráze vyhloubeno 5 vrtů hloubky 4,5 metru, které byly vystrojeny perforovanou pažnicí. Tyto vrty sloužily k dopravení injekční směsi do prostoru indikovaných průsaků. Na konci dubna 2015 byly zahájeny samotné injekční práce. V průběhu 4 týdnů byla injektována směs pod obchodním názvem PNC Nutrolase do vrtů za současného monitoringu změn průsaků. Obdržená data byla vyhodnocována formou grafů v závislosti na čase.

V závěru projektu byla úspěšnost injektáže a dosud zaznamenané výsledky prací konzultovány při workshopu za účasti specialistů s technologického institutu Deltares v Nizozemí.

Účinnost těsnění bude i po ukončení projektu „Inovace v GE-Otest, a.s.“ dlouhodobě sledována pomocí systému monitoringu instalovaného na lokalitě a vyhodnocována. S výsledky zatěšňovacích prací byli seznámeni majitelé vodního díla – představitelé ZD Dešov.

Monitoring sanace

Před a v průběhu aplikace technologie Biosealing probíhal sběr dat ručními odečty na lokalitě. Následně byl zprovozněn systém plně automatický a kontinuální.

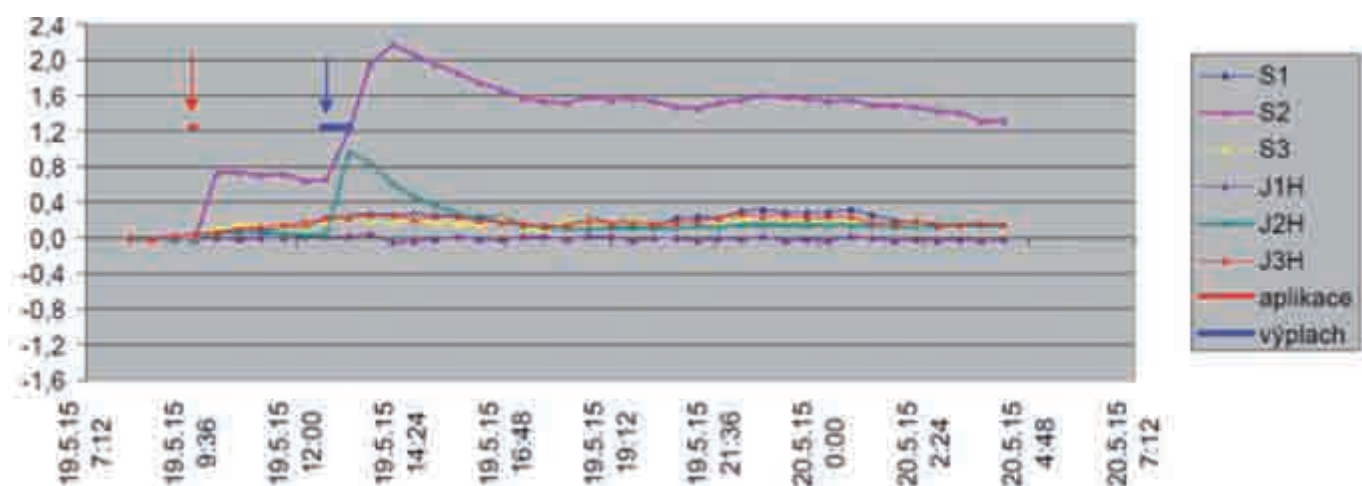
V průběhu injekčních prací byla ověřena rychlá komunikace v řádu minut mezi místem injektáže živné směsi a místem průsaku na vzdušné straně hráze. V místě průsaku byl zaznamenán rychlý nárůst vodivosti vody a snížení jejího pH. Výtok byl zbarven přítomností zbytku směsi. Bylo zaznamenáno okamžité zvýšení množství vytékající vody. Tento jev s postupným opakováním injekčních cyklů ztrácel na významnosti tak, jak v tělese hráze docházelo k vytvoření šlemu (clogging process) a vzniku těsnění.

Na obrázku č. 9 je patrný postupný vývoj sledovaných parametrů a zejména krátkodobé ovlivnění – zvýšení množství výtoků v souvislosti se srážkami v období, kdy nebyl proces vzniku těsnění dokončen.

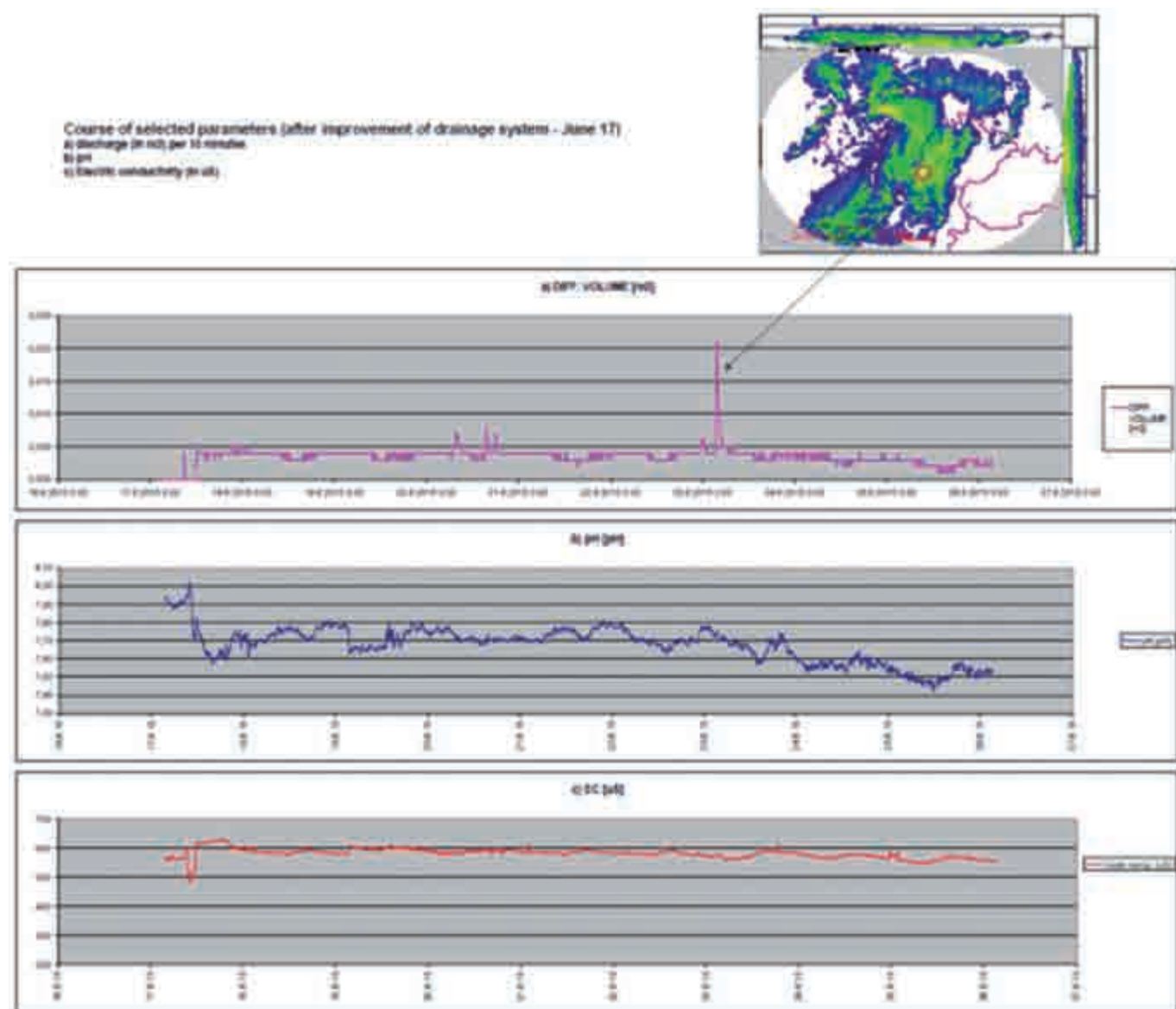
Graf na obrázku č.10 ukazuje denní objemy vody vytékající z místa průsaků a jejich postupný úbytek vlivem aktivace procesu Biosealing v hrázi. Modrá křivka reprezentuje celkové množství vody zaznamenané automatickou stanicí instalovanou v místě průsaku. Fialová křivka představuje skutečné údaje o množství prosakující vody očištěný od množství srážkové vody, stékající po vzdušném líci hráze a zaznamenané měřicí stanicí.

V celém období trvání monitoringu na hrázi byly rovněž zaznamenávány údaje o úrovni hladiny v nádrži. Tyto údaje sloužily ke kontrole úrovně nasycení tělesa hráze ve vztahu k místu identifikovaného průsaku. Pokud by hladina vody v nádrži klesla pod jeho úroveň, nebyl by zajištěn efektivní transport injekční směsi do postiženého místa a vznik těsnění by byl ohrožen. Přibližně po 4 týdnech po ukončení injekčních prací zaznamenala čidla monitoringu účinnost sanačního zásahu. Došlo ke snížení velikosti pórových tlaků a nebyl zaznamenán žádný výtok v místě měřicí stanice. Vizualní prohlídkou na lokalitě nebyla zjištěna žádná nová místa průsaků, což přicházelo v úvahu, pokud by si voda vytvořila nové preferenční cesty.

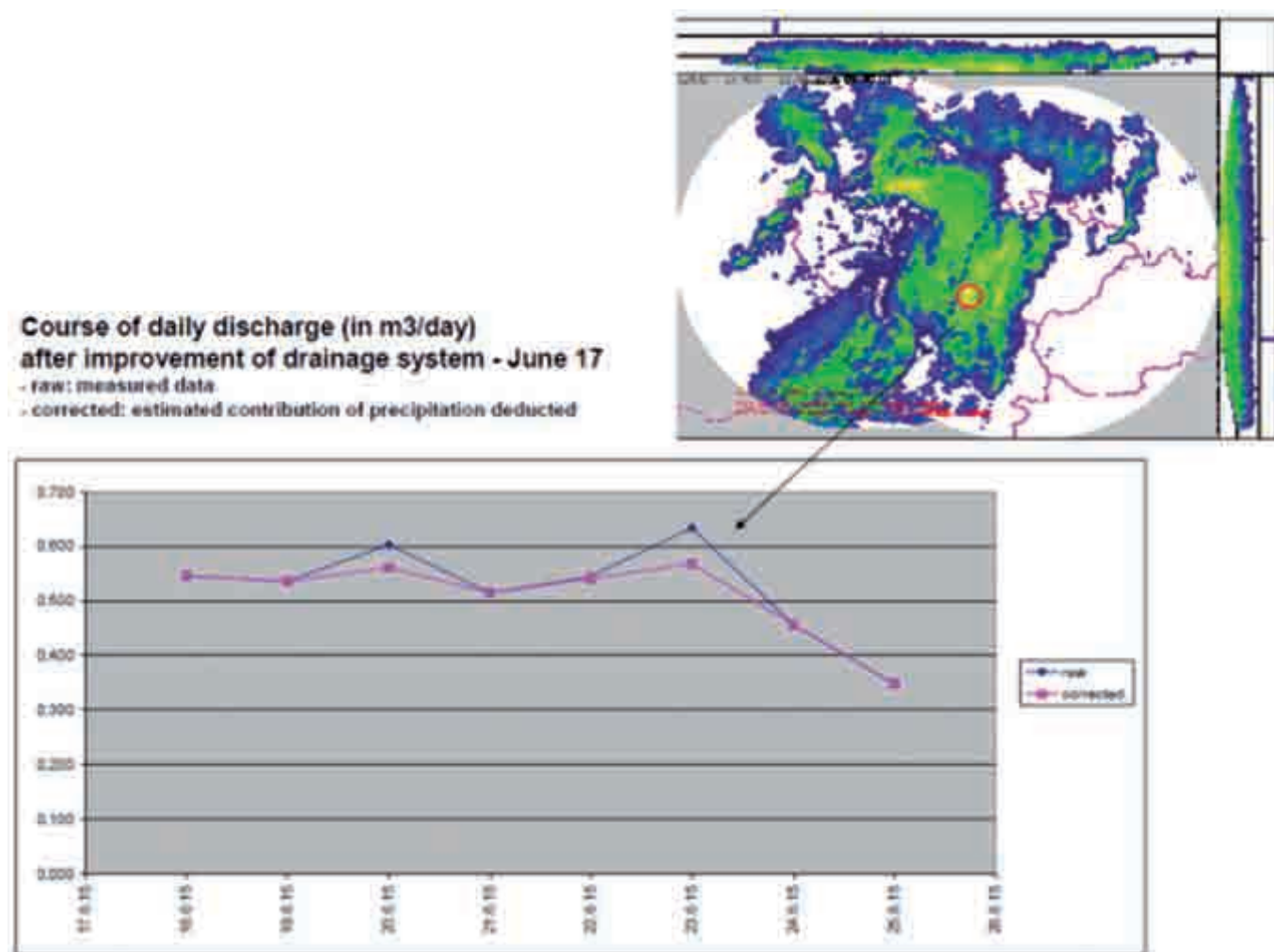
Hodnota obdržených dat však byla snížena skutečností, že monitoring po dokončení injektáže probíhal následně v období nadprůměrně horkého léta s nulovým množstvím srážek. Tato skutečnost neumožnila v daném okamžiku hodnověrně prokázat



Obrázek 8. Jednodenní záznam průběhu pórových tlaků s patrnými nárůsty v okamžiku injektáže a průplachu vrtů



Obrázek 9. Časový průběh velikosti průsaků, změn pH a vodivosti (EC) v období těsně po skončení injektáže



Obrázek 10. Graf znázorňující denní množství průsaků

zat účinek Biosealingu, neboť hladina vody v nádrži klesla pod úroveň průsaku a menší či nulové průsaky by bylo možné předpokládat i bez aplikace Biosealingu. Po tomto období, kdy byla obnovena srážková činnost a nádrž byla naplněna po normální úrovni, však nebyl zaznamenán žádný nový nárůst vytékající vody a pórové tlaky zůstaly na snížené úrovni. Kontinuální monitoring probíhá na hrázi i nadále, aby byla zdokumentována dlouhodobá účinnost sanačního zásahu.

Závěr

Technologie Biosealing, vyvíjená nizozemskou společností Deltares, byla ověřena v rámci pilotního testu v České republice na vybrané lokalitě vodní nádrže Hornice. Hráz této nádrže byla dlouhodobě postižena průsakem sitovaným zhruba v polovině délky hráze a přibližně v polovině její výšky. Pomocí 5 injekčních vrtů vyhloubených z koruny hráze do místa průsaku bylo vytvořeno těsnění z materiálu hráze za využití biologické aktivity bakterií přirozeně se vyskytujících v zeminách.

Samotné těsnění je po ukončení biologické aktivity bakterií tvořeno materiálem anorganického původu a jeho trvanlivost se předpokládá srovnatelná s klasickými sanačními zásahy pomocí tryskové injektáže či hloubení těsnících clon. Ekonomická náročnost aplikace technologie Biosealing je významně nižší oproti klasické injektáži a je perspektivní alternativou pro opravy gravitačních hrází budovaných z jílovitých materiálů, ať už s těsnícím jádrem či homogenní skladbou.

Projekt byl realizován v rámci Operačního programu Podnikání a inovace Ministerstva průmyslu a obchodu České republiky.

Literatura

- [1] Ton Peters, Maaike Blauw - Deltares. (2010 - 2013). *Technická dokumentace pro technologii Biosealing*
- [2] RUPP, D., (2013). *Studie proveditelnost pro program Inovace – Výzva IV. – II. prodloužení OPPI.*
- [3] RUPP, D., (2013 - 2015). *Etapové zprávy projektu „Inovace v GEOTest, a.s.“*

VODÁRENSKÁ NÁDRŽ HRIŇOVÁ – 50 ROKOV PREVÁDZKY VODNEJ STAVBY

Rudolf Sýkora, Tomáš Ič

SVP, š. p., OZ B. Bystrica, Partizánska 69, B. Bystrica, tel. +421 903 805 957, rudolf.sykora@svp.sk

Abstrakt

O výstavbe Vodárenskej nádrže Hriňová sa rozhodlo už v roku 1956 ako o veľkokapacitnom povrchovom zdroji vody na zásobovanie obyvateľstva pitnou vodou južných okresov stredného Slovenska. S výstavbou sa začalo v roku 1960 a do prevádzky bola stavba odovzdaná v roku 1965. Výstavba priniesla množstvo organizačných a technických problémov, ktoré sa odzrkadlili na kvalite stavebných prác hlavne po prvom naplnení nádrže. Tieto nedostatky z výstavby nebolo možné čiastkovými opatreniami vyriešiť, preto muselo dôjsť ku generálnej oprave hrádze, ktorá trvala 2,5 roka. Od toho času je nádrž bezpečná, spoľahlivá a plní všetky vodohospodárske funkcie. VN Hriňová patrí do sústavy 3 vodárenských nádrží na území stredného Slovenska, ktoré spolu tvoria silnú stredoslovenskú vodárenskú sústavu.

Kľúčové slova: VN Hriňová; výstavba; prevádzka; poruchy; rekonštrukcia.

Abstract

The decision to construct water reservoir Hriňová was made in 1956, considering it to be a high capacity surface water reservoir for supplying southern districts of central Slovakia with potable water. The construction started in 1960 and reservoir was operational in 1965. The construction works had brought a number of organizational and technical issues, which were reflected in the quality of construction work, what shows up mainly after first filling of the reservoir. These discrepancies could not be resolved by any partial repairs, therefore the dam had to undergo an overhaul that lasted 2.5 years. Since that time the reservoir is safe, reliable and provides all water management functions. Water reservoir Hriňová currently belongs to the system of three water reservoirs on the territory of central Slovakia, which together form a strong central-Slovakian water system.

Keywords: VN Hriňová; construction; operation; failures; reconstruction.

Úvod

Hospodársky rozmach Slovenska po druhej svetovej vojne vyvolal potrebu výstavby povrchových zdrojov pitnej vody hlavne na strednom, severnom a východnom Slovensku.

Vodný potenciál v okolí Hriňovej inšpiroval vtedajších vodohospodárov, ale aj príslušníkov jednotlivých štátnych orgánov k jeho racionálnejšiemu využitiu. Rozhodnutím Vlády ČSR č. 1206 zo dňa 04. 05. 1956 bola schválená investičná úloha výstavby vodárenskej nádrže Hriňová, ktorá bude zásobovať deficitné oblasti južných častí stredného Slovenska pitnou vodou. Predbežné náklady na stavbu boli v tom čase vyčíslené sumou 125 000 000 Kčs. Konečná suma, za ktorú bolo vodné dielo postavené, je 96 745 565 Kčs.

Generálnym projektantom stavby bol Hydroprojekt Bratislava, dodávateľom stavby Doprastav n. p. Bratislava. Prevádzkovateľom vodárenskej nádrže je SVP, š. p., Odštepny závod Banská Bystrica, Správa povodia stredného Hrona so sídlom vo Zvolene.

Príprava výstavby vodného diela

Vo fáze prípravy stavby sa zvažovali najmä tri hľadiská: konštrukcia a jej statické pôsobenie na podložie, hlavný stavebný materiál a technológia výstavby. V prípravných fázach projektu sa dôraz kládol najmä na geologický prieskum lokality. Ten projektantom umožnil výber z viacerých alternatívnych typov priehrad.

Po dôkladnej analýze bol vybratý typ sypanej kamennej hrádze. Pri výbere hrádze tohto typu zohral dôležitú úlohu aj fakt, že v blízkosti stavby do 2 km bolo možné ťažiť dostatočné množstvo kameňa v dvoch kameňolomoch Hukava a Výboštok.

Okrem typu priehrady bolo potrebné rozhodnúť sa aj pre vhodné tesnenie. Na základe dokázania dostatočného množstva hlín v okruhu 20 km od stavby a dostatočnej kvality skúmaných vzoriek, bolo zvolené jadrové ílové tesnenie.

V projektovanom riešení na reálnom časovom rade mesačných prietokov za obdobie 1931 - 1950 ($Q_a = 0,905$, $C = 0,441$) resp. 1931 - 1960 ($Q_a = 0,94$, $C = 0,38$), bol zhodne stanovený pre skôr určený hrubý nadlepšený prietok zásobný objem $V_z = 7,7$ mil. m^3 . Celkový objem nádrže bol stanovený hodnotou $V_c = 8,2$ mil. m^3 s prihliadnutím na to, že nádrž nemá retenčný priestor. Z porovnania parametrov nádrže a hydrologických pomerov vyplýva, že nádrž využíva potenciál toku Slatiny iba čiastočne, čo možno vyjadriť súčiniteľom nadlepšenia $\alpha = 0,44$ a pomerným zásobným objemom $\beta = 0,46$. Z toho vyplývajú minimálne nároky na viacročnú zložku nádrže, teda ide o nádrž s ročným regulovaním.

Vodárenská nádrž patrí do stredoslovenskej vodárenskej sústavy a je vybudovaná na toku Slatina v r.km 47,850. Nádrž sa rozprestiera na ploche 0,55 km^2 a svojím celkovým objemom plní nasledovné funkcie:

a/ zabezpečuje dodávku pitnej vody cez skupinový vodovod HLF (Hriňová, Lučenec, Fiľakovo),

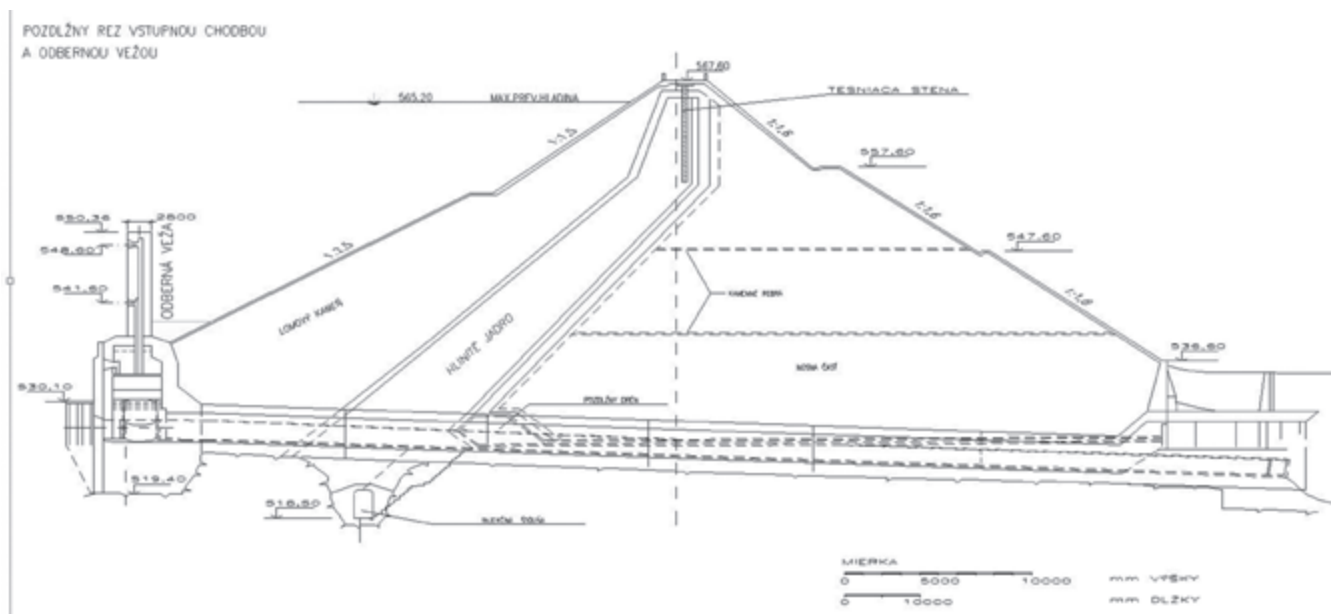
b/ zabezpečuje minimálny zostatkový prietok pod nádržou $Q_{355} = 121$ l.s⁻¹,

c/ hydroenergetický potenciál vody VN je využívaný malými vodnými elektrárnami MVE I a MVE II,

d/ zlepšenie kvality vody cez biologický systém nádrže účelovou rybnou obsádkou.

Hlavné parametre vodnej stavby a hladiny:

Dĺžka hrádze v korune	242,80 m
Výška hrádze nad terénom	41,50 m
Plocha povodia	70,82 km^2



Obrázok 1. Priečny rez sypanou hrádzou

Celkový objem z toho:

stály	517 340 m ³
zásobný	7 682 660 m ³

Min. prevádzková hladina 539,60 m n. m.

Max. prevádzková hladina 565,20 m n. m.

Max. dovolená hladina 565,40 m n. m.

Hlavné objekty vodnej stavby:

hrádza s príslušenstvom

- funkčné objekty
- výpustné zariadenia
 - odberné zariadenia
 - bezpečnostný priepad
 - sklz
 - vývar
 - malé vodné elektrárne

Pre monitorovanie a zaistenie bezpečnosti bol na vodnej stavbe vybudovaný:

automatizovaný systém riadenia - ASR

autonómny systém vyznutenia a varovania – ASVaV

Výstavba vodárenskej nádrže

Pred samotnou výstavbou nádrže bola zisťovaná aj hydrologická a klimatologická povaha územia staveniska. Hriňová mala v tom čase kotlinové podnebie s pomerne chladnými zimami a teplými letami. Pre danú lokalitu boli charakteristické časté teplotné a zrážkové výkyvy. Údolie bolo chránené pred silným javom, častým javom bolo bezvetrie.

S výstavbou vodárenskej nádrže sa začalo v roku 1960. Budovanie hrádzového telesa rozdeleného na pomerne úzke zóny bolo pre dodávateľa stavby organizačne náročné. Pri šikmom hlinitom jadre boli sypané dvojité štrkopieskové filtre z oboch strán. Materiál na budovanie hrádzu bol získavaný z miestnych zdrojov, len materiál na fľové tesnenie sa dovážal zo zemníka vzdialeného 20km od stavby. V rámci úsporných opatrení, približne v strede výstavby, bol vybraný náhradný zemník na tesniaci íľ, nachádzajúci sa v meste Hriňová. Počas výstavby najväčšie problémy boli spôsobené tým, že dodávateľ zabezpečoval všetky frakcie piesku a štrku do betónov dovozom po železnici zo značnej vzdialenosti. Nedostatok štrkopieskov bol hlavnou príčinou omeškávania sa betonáže, ktorá mala za následok, že nosná časť hrádzu bola nasypaná v predstihu vyššie o cca 15m, ako fľovité tesnenie. Pri sypaní hrádzu sa podcenil význam niektorých dôležitých detailov konštrukcie zemného tesnenia, najmä chľostivé práce spo-

jené s ukladáním filtračných vrstiev a drenáží. Podľa dokumentácie postupu prác sa hrádza sypala veľmi nerovnomerne - najmä v rokoch 1963 - 1965. V poslednom roku výstavby /1965/ sa zasypala prejazdová „brána“ pri ľavom brehu bočného priepadu, pričom sa nevytvorili predpoklady pre vznik klenbového účinku sypaniny. Nasvedčovali tomu veľké poklesy koruny a veľké priesaky na styku medzi betónovým objektom a násypom pri prvom plnení nádrže v apríli 1966. Počas prevádzky vodárenskej nádrže došlo v troch prípadoch k havarijnému zvýšeniu priesakov.



Obrázok 2. Výstavba VN r. 1963



Obrázok 3. Výstavba VN r. 1965

Skúsenosti z prevádzky

Obdobie doterajšej 50 ročnej prevádzky môžeme rozdeliť na niekoľko etáp:

- obdobie rokov 1965 až 1971 obdobie prvého plnenia a úzko súvisiace poruchy,
- obdobie rokov 1971 až 1988 je obdobie prevádzky pri trvale zníženej hladine,
- obdobie 1989 až 1992 obdobie sanácie porúch, rekonštrukcia hrádze,
- obdobie 1994 až 1997 obdobie overovacej prevádzky po rekonštrukcii,
- obdobie 1997 až 2015 obdobie štandardnej prevádzky pri max. prev. hladine.

Po dokončení čiastkových prác na jednotlivých objektoch stavby sa začalo v mesiaci november roku 1965s postupným napúšťaním nádrže. Hydrologické pomery hlavných prítokov boli natoľko priaznivé, že sa plnilo rýchlosťou 50 cm/24 hod. Z denníkov sa dozvedáme, že prírastky v plnení boli niekedy aj 2 metre/24. Po naplnení nádrže na kótu 540 m n. m. bolo plnenie zastavené a na tejto kóte sa udržiavalo počas jedného mesiaca. Počas tohto času boli prevedené jednotlivé merania, ktoré nesignalizovali žiadne deformácie. S plnením sa pokračovalo ďalej aj s prestávkami. Keď hladina v nádrži dosiahla kótu 563,32 m n. m., začali sa objavovať zvýšené priesaky, ktoré mali stúpajúcu tendenciu a prerástli až na havarijný stav.

Prvá havária sa začala prejavovať dňa 01. 4. 1966, keď priesak pod sklzom vystúpil na hodnotu 5,5 l.s⁻¹ a priesaková voda sa zakalila. Dňa 02. 04. 1966 sa priesak zväčšil na 10 l.s⁻¹ a mal stúpajúcu tendenciu. Kritický deň bol 04. 04. 1966, keď sa o 02. ⁰⁰ hod. objavil priesak zakalenej vody aj na vzdušnom svahu hrádze medzi schodiskom a sklzom a o 04. ⁰⁰ hod došlo na lavičke na kóte 548,00 m n. m. k lokálnemu zosuvu na ploche cca 150 m². O 08. ⁰⁰ hod sa už priesak nedal merať a bol odhadovaný na 100 l. s⁻¹. V dobe poruchy bola hladina prudko znižovaná až na kótu 548,50 m n. m. tak, že bola prekročená kapacita koryta Slatiny pod VN, voda sa z koryta vyliala a spôsobila v meste Hriňová povodňový stav. Následne boli vykonané malé opravy a bol sanovaný aj zosuv na vzdušnej strane hrádze. Nepriaznivý vplyv na prevádzku priehrady mali prieskumné vrty vykonané v ľavom svahu, čím bolo spôsobené vytečenie hlíny z jadra spolu s filtrom o objeme cca 6 m³. Po vykonaných sanačných prácach, aj keď príčiny neboli jednoznačne objasnené, začalo sa s postupným zvyšovaním hladiny rýchlosťou 5 cm/24 hod.

Druhá havária nastala 15. 05. 1968, keď sa priesak pod sklzom začal zvyšovať z 2,9 l.s⁻¹ na 4,0 l.s⁻¹ a za ďalšiu hodinu sa zvýšil na hodnotu 10 l.s⁻¹. Priesaková voda bola silno zakalená. Kritický stav nastal dňa 16. 05. 1968 o 22. ⁰⁰ hod, keď priesak dosiahol hodnotu 90 l.s⁻¹ - 150 l.s⁻¹. Výver vody sa objavil aj na vzdušnej strane hrádze vľavo pod lavičkou na kóte 548,00 m n. m. Kedy prevádzkovateľ vodného diela opäť začal s prudkým vypúšťaním nádrže, priesaky úmerne klesali a ich hodnoty sa ustáli na kóte 553 m n. m. Erozívna ryha, ktorá vznikla nad dilatáčnou škárou medzi opornou stenou klapky priepadu a injekčnou štôľňou mala šírku 6 - 8 m. Priesak vody k dilatáčnej škáre umožnili jednak ťahové trhliny v jadre, jednak rozpukaná hornina podložia na ktorej bolo uložené jadro. Táto cesta vody bola sanovaná ílovocementovou zmesou. Opätovne sa vykonal rad prác, ktoré mali zlepšiť stav hrádze. Mimo iné to bola pripojovacia injektáž a 36 odľahčovacích vrtov. Znovu sa začalo s povoleným napúšťaním, max. hladina však vydržala v nádrži do ďalšej havárie len 8 dní.

Tretia havária nastala 10. 06. 1971 večer po výdatných zrážkach, keď sa po prekročení max. hladiny objavil priesak pod

sklzmom, ktorý behom niekoľko hodín vzrástol na 17 l.s⁻¹ a dňa 11.06. 1971 kulminoval pri hodnote 110 - 120 l.s⁻¹. Objavil sa aj priesak vo vstupnej štôľni, ktorý mal dovtedy nulovú hodnotu. Ráno o 7 hodine bolo zahájené znižovanie hladiny rýchlosťou 1m/24 hod. Hladina bola znížená na kótu 552,40 m n. m., no napriek tomu sa priesak pod sklzom držal na hodnote 70-80 l.s⁻¹. Akútne nebezpečenstvo pominulo 30. augusta 1971, keď priesak pod sklzom prudko klesol a dosiahol hodnotu 6,0 l.s⁻¹ s klesajúcou tendenciou. Havárii opäť predchádzal pokles tlaku na vztlakomernom vrte 3A.

Vyšetrovanie príčin všetkých troch havárií bolo zabezpečené komisiou, ktorú zriadilo Ministerstvo lesného a vodného hospodárstva SR. Komisia riadila a vyhodnocovala vývoj vodného diela a dávala pokyny na všetky zabezpečovacie a prieskumné práce.

Od roku 1971 až do roku 1988 bola nádrž prevádzkovaná pri trvalo zníženej hladine na kóte 554,00 - 559,00 m n. m. Po druhej poruche sa realizovali rozsiahle prieskumné práce, ktoré mali objasniť príčiny havárií. Medzi rozsiahlejšie a originálne prieskumné práce patrila „prieskumná ryha“ hĺbená vo filtri v piatich 5 m sekciách na kontakte filter - tesniace jadro po celej výške zvislej časti jadra.

Popri vizuálnych pozorovaniach realizovala Katedra geotechniky Stavebnej fakulty STU Bratislava rozsiahle laboratórne skúšky na vzorkách odobratých z tesnenia. Bol objavený chýlostivý detail napojenia tesnenia na betónovú stenu sklzu, sadanie koruny, trhliny v tesnení a ďalšie anomálie. Súčasne sa realizovali čiastkové sanačné zákroky - ventilovanie drenážneho systému priehrady, dotestovanie podložia ako aj zapieskovanie návodného svahu hrádze. Tieto opatrenia však nezaručovali požadovanú spoľahlivosť a preto bola nádrž viac ako 20 rokov prevádzkovaná pri zníženej hladine na kóte 556,00 - 559,00 m n. m., čo predstavuje zníženie hladiny 11,60, resp. 8,60 m, ako aj zníženie jej disponibilného zásobného objemu z 7,7 mil. m³ na 3,5 až 5,0 mil. m³. Tým sa znížila aj spoľahlivosť zdroja - nádrže a potreba jej zapojenia do vodohospodárskej sústavy.

Rekonštrukcia hrádze

Neistota z technického stavu stavby ako aj narastajúce nároky na dodávku pitnej vody viedli správcu k potrebe uskutočnenia generálnej opravy hrádze, ktorá prebiehala v rokoch 1989 až 1992.

Pre definitívnu sanáciu priehrady Hriňová boli vypracované viaceré alternatívne riešenia vychádzajúce v zásade z dvoch koncepcií:

1. Rekonštrukciou priehrady zvýšiť pôvodnú kapacitu nádrže zo 7,7 mil. m³ na 9,78 mil. m³ (pri zvýšení hrádze o 3,7 m), resp. na 14,25 mil. m³ (pri zvýšení hrádze o cca 10,0 m),

2. Rekonštruovať hrádzu pri zachovaní jej pôvodnej výšky a veľkosti nádrže.

Prvá koncepcia predpokladala dočasné vypustenie nádrže, zatiaľ čo druhá koncepcia predpokladala rekonštrukciu počas prevádzky, pri zníženej hladine na úroveň 557,00 - 559,00 m n. m.. Nakoniec bola vybraná druhá varianta a v roku 1989 sa začali rekonštrukčné práce počas prevádzky nádrže.

Sanácia bola riešená vybudovaním tesniacej ílovocementovej podzemnej steny, konsolidačnej injektáže tesniaceho jadra v okolí injekčnej clony, injekčných vrtov do vzdušného filtra z koruny hrádze, vybudovaním nových vztlakomerných vrtov na návodnej a vzdušnej strane injekčnej chodby.

Overovacia a trvalá prevádzka

Overovacia prevádzka nastala od dosiahnutia a zhodnotenia maximálneho zaťažovacieho stavu vodnej stavby, t.j. od febru-

ára 1994 a trvala do 31. 12. 1997. Odbornou organizáciou VV, š. p., Bratislava odborom TBD bol vypracovaný „Program dohľadu“ nad VS počas overovacej prevádzky s určením medzných a kritických meraných hodnôt a po jej ukončení bola vypracovaná súhrnná správa o dohľade počas overovacej prevádzky. Predmetná správa vo svojom závere konštatuje, že overovacia prevádzka prebehla bez závad. Počas OP sa nevyskytli žiadne mimoriadne javy, ktoré by bránili uvedeniu diela do trvalej prevádzky. Bolo doporučené uviesť vodné dielo do trvalej prevádzky bez obmedzení.

Trvalá prevádzka nastala 01.01.1998. Potvrdila správnosť navrhnutých a s vysokou presnosťou realizovaných rekonštrukčných prác. Rozhodujúce merané veličiny vykazujú ustálené hodnoty, nie ako to bolo pred rekonštrukciou pri trvale zníženej hladine. Na stavbe sa prirodzene objavuje ďalší fenomén a to je starnutie priehrady. V roku 2009 bolo nutné vymeniť nespoľahlivý rozstrekovací uzáver, v roku 2012 boli sanované betónové konštrukcie bezpečnostného priepadu – obnažené armovacie prvky. V roku 2013 bol nameraný nadmerný korozívny úbytok na oceľových potrubiach – výmena potrubí si bude vyžadovať zložité technické riešenia. Nemožno ponechať nepovšimnutý ani svah nad sklzom pod štátnou cestou. Tento svah možno charakterizovať ako zosuvné územie, o čom hovorí aj zachovaná historická dokumentácia. Pozorovaná priemerná rýchlosť zosuvu je 3,05 mm/ rok.

Záver

Poruchy vodných stavieb väčšinou spôsobujú rozhodujúce faktory ako je kvalita projektovej dokumentácie, kvalita reali-

zácie stavby a technologické postupy, prevádzkové zaťaženia, starostlivosť a údržba vykonávaná prevádzkovateľom. Pod haviarijné stavy VN Hriňová sa podpísali všetky tri subjekty zainteresované na príprave, realizácii a prevádzkovaní stavby: projektant, dodávateľ ako aj prevádzkovateľ stavby. V mnohých prípadoch snaha o čo najúspornejšie riešenie znamená zníženie kvality pod únosnú mieru, ktorá sa skôr či neskôr prejaví vo zvýšených nákladoch pri opravách a rekonštrukčných prácach. Aj toto potvrdzuje, že šetriť na nesprávnom mieste sa obyčajne neoplatí.

Literatura

- [1] HYDROCONSULT BRATISLAVA, Manipulačný poriadok pre vodnú stavbu VN Hriňová 2009 17 s.
- [2] TECHNICKÝ PASPORT VODNÉHO DIELA HRIŇOVÁ, 1967. 55s.
- [3] ABAFY, D., LUKÁČ, M. Priehrady a nádrže na Slovensku.1. vyd. Bratislava: ALFA, 1991.143 s.
- [4] BEDNÁROVÁ, E. ET. AL. Priehradné staviteľstvo na Slovensku. 1. vyd. Bratislava: KUSKUS, 2010.207 s.
- [5] GEOLOGICKÝ PRIESKUM ŽILINA. VD Hriňová – injekčný prieskum I., II., III. etapa,1963
- [6] HYDROCONSULT BRATISLAVA. Sanácia priehrady - štúdia, 1972
- [7] VERFEL, J. Posudok porúch hlinitého tesniaceho jadra v miestach veľkých priesakov na priehrade Hriňová v rokoch 1966, 1968, 1971, 1985
- [8] HRAŠKO, J. ET.AL. Posudok k technickému riešeniu sanácie hrádze, 1985
- [9] FERENČÍK, J. Projekt postupu opravy hrádze -Hydroconsult Bratislava, 1988
- [10] VODOHOSPODÁRSKA VÝSTAVBA BRATISLAVA. Etapová správa o TBD VN Hriňová za rok 1986 a 2013

MODELOVÝ VÝZKUM BEZPEČNOSTNÍCH PŘELIVŮ VD LUDKOVICE A VD BOJKOVICE

Martin Králík, Ladislav Satrapa, Milan Zukal

Katedra hydrotechniky, Fakulta stavební, ČVUT v Praze, Thákurova 7, 166 29 Praha 6, tel. +420 224 354 678, kralik@fsv.cvut.cz

Abstrakt

V 60. letech 20. století byla ve Zlínském kraji uvedena do provozu vodní díla Ludkovice a Bojkovice. Obě vodní díla mají nejen stejné účely (zajištění minimálních průtoků pod hrází a vodárenský odběr), ale také shodnou konstrukci bezpečnostního přelivu. Pro převádění velkých vod bylo na obou vodních dílech navrženo shodné řešení - půlkruhový šachtový přeliv se spadištěm, na který navazuje šikmý skluz a dále pak odpadní chodba a vývar. Tehdejší návrhové parametry však neodpovídají současným standardům, zejména pak návrhový průtok. Ten vzrostl z hodnoty stoletého průtoku (Q_{100}) na hodnotu Q_{1000} . Realizovaný výzkum uvedených vodních děl byl vyvolán potřebou zodpovězení otázek kapacit bezpečnostních přelivů a souvisejících konstrukcí. V průběhu výzkumných prací se těžiště zájmu přesunulo z problematiky tlumení energie vody ve vývaru a průběhů hladin vody v odpadní chodbě na utlumení pulzací vody ve spadišti. Výsledkem fyzikálního a matematického modelování těchto vodních děl jsou pak návrhy úprav jejich spadišť a vývarů.

Klíčová slova: fyzikální hydraulický výzkum; bezpečnostní přeliv; přehrada; bezpečnost.

Abstract

The aim of this paper is a description of hydraulic research of the Ludkovice Dam and Bojkovice Dam. Both dams are located in the basin of the Morava River and were built in the early 60s of the 20th century for water supply purposes. These dams have a similar type and shape of safety spillway – semi-circle shaft spillway. The research was focused on non-gated spillway, chute, outlet tunnel and stilling basin. The original design parameters did not correspond to current standards, particularly the value of design discharge; nowadays this value increased from 100-years-flood (Q_{100}) to 1000-years-flood discharge. During the research work the focus of interest shifted from the issue of the dissipation of water energy (in the stilling basin) and water levels in the outlet tunnel to reducing pulsations of water at spillway that could have wide disastrous consequences. The results of physical and mathematical modelling of these water research projects are proposed amendments of spillways and stilling basins.

Keywords: physical hydraulic modelling; safety spillway; dam; safety.

Tabulka 1. N-leté průtoky v profilech vodních děl

Vodní dílo	Skutečnost		Model	
	Q_{100} [$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$]	Q_{1000} [$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$]	Q_{100} [$\text{l} \cdot \text{s}^{-1}$]	Q_{1000} [$\text{l} \cdot \text{s}^{-1}$]
Bojkovice	45,0	89,4	51,6	102,6
Ludkovice	42,0	85,0	48,2	97,5

Úvod

Vodní dílo Bojkovice na Kolelačském potoce a vodní dílo Ludkovice na Ludkovickém potoce se díky svému významu a stupni ohrožení území pod nimi řadí pro potřeby technicko-bezpečnostního dohledu do III. kategorie. Z hlediska TNV 75 2935 Posuzování bezpečnosti vodních děl za povodní, byla pro VD Bojkovice a VD Ludkovice stanovena kontrolní povodňová vlna KPV_{1000} . Původní hodnota návrhového průtoku je však pouze Q_{100} . Protože hydraulické výpočty částí sdruženého objektu stávajících bezpečnostních zařízení ukazují na nedostatečnou kapacitu, bylo rozhodnuto o jejich posouzení pomocí fyzikálního a matematického modelu s návrhem rekonstrukce, včetně navazujícího skluzu, odpadní chodby a vývaru.

„V současnosti je omezujícím místem pro průchod povodní odpadní chodba s kapacitou $55 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ “ [1], [2]. Proto by při budoucí rekonstrukci sdruženého objektu a odpadní chodby měly být úpravy navrženy tak, aby umožňovaly převedení transformovaného průtoku Q_{1000} bez nežádoucích škod na vodním díle.

Hlavními účely vodních děl jsou: akumulace vody pro dodávku surové vody do úpravní, zásobování okolních obcí pitnou a užitkovou vodou a v neposlední řadě zajištění minimálních průtoků v tocích pod vodními díly.

Cílem provedeného výzkumu bylo pomocí fyzikálního hydraulického modelu, matematického modelu a zprášujících hydraulických výpočtů posoudit stávající stav i navržené úpravy pro zajištění technických opatření k bezpečnému převedení KPV_{1000} .



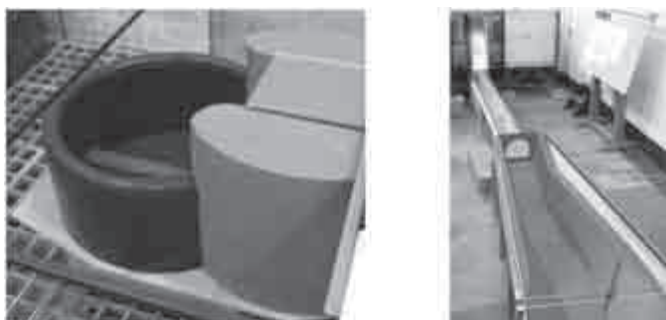
Obrázek 1. Pohled na přeliv a hráz VD Ludkovice

Popis hydraulického modelování

Jak je uvedeno výše, původní návrhový průtok u obou zkoumaných vodních děl je Q_{100} . Nově vodní díla mají obstát při průchodu Q_{1000} (tab. 1).

Fyzikální model VD Bojkovice a VD Ludkovice (přeliv, spadiště, skluz, odpadní chodba, vývar a koryto pod hrází) byl navržen a vybudován v měřítku délek $M_1 - 1:15$. K tomuto měřítku se dospělo rozбором geometrických, tíhových, průtokových, časových a kvalitativních podmínek. Hydraulický fyzikální model byl zhotoven převážně z plastových materiálů, pozinkovaného plechu, překližkových příčných profilů a ocelových nosníků.

V rámci modelového výzkumu byl sestaven též matematický model posuzovaných objektů. Cílem bylo především určení veličin, které jsou na fyzikálním modelu velmi obtížně měřitelné. Na základě měření provedených na fyzikálním modelu byly navrženy vhodné stavební úpravy na jednotlivých objektech. Finální varianta byla opět posouzena i na modelu matematickém.



Obrázek 2. Fotodokumentace fyzikálního modelu VD Ludkovice ve VH laboratoři: a) přeliv a spadiště, b) odpadní chodba a vývar

Měření na fyzikálním modelu

Oproti předpokladům, kdy se největší komplikace (i na základě posudků bezpečnosti daných vodních děl) očekávaly s kapacitou odpadní chodby a tlumením kinetické energie ve vývaru, se při prvním měření jako stěžejní problematika ukázala problematika pulzace vody ve spadišti bezpečnostního přelivu. U obou vodních děl je sice na dně spadiště vybudováno usměrňující žebro (příčný profil 1x1 m, délka 4 m), ale toto usměrňování a zabránění „rozkolébání“ vody ve spadišti je nedostatečné. Mohutné pulzace se objevovaly už při průtocích okolo Q_{10} a propagovaly se dále skluzem, odpadní chodbou až do vývaru. Toto šíření pulzací má za následek nepřijatelné dynamické namáhání nejen spadiště, ale i všech navazujících konstrukcí. Proto se hlavní směr výzkumných prací zaměřil na zabránění vzniku těchto pulzací. Odkoušeno bylo celkem 17 různých variant úprav bezpečnostního přelivu, ať už přímo samotné přelivné hrany nebo vložением usměrňujících žebor, stěn či jiných prvků.

Navržené a odkoušené úpravy na fyzikálním modelu:

- zkrácená přelivná hrana,
- zavzdušnění pod přelivným paprskem na přelivu,
- 2 usměrňovací křídla zaoblená,
- dno spadiště se sklonem 11,8%,
- rozdělovací žebro výšky 4 m,
- dvě usměrňovací žebra šířky 0,5 m, výšky 2 m,
- 2 usměrňovací křídla rovinná,
- stávající žebro plus dvě usměrňovací žebra šířky 0,5 m, výšky 2 m,
- dvě usměrňovací žebra šířky 1 m, výšky 2 m.

Jelikož vodní díla byla navržena na jiné návrhové parametry, ukázalo se dále též, že i výška vtokového okna do skluzu za spa-

dištěm je nedostatečná a bylo třeba variantně prověřit možné úpravy jeho horní hrany. Při průtocích nad Q_{200} docházelo ke kontaktu proudící vody s horní hranou vtokového okna a tím snížení průtočné kapacity daného místa.

Zkoušené úpravy:

- zaoblení horní hrany vtokového okna,
- zkosení horní hrany vtokového okna (úhel 45°, délka 0,5 m),
- zkosení horní hrany vtokového okna (úhel 45°, délka 1 m).

V úvodních představách o modelovém výzkumu se předpokládalo, že stávající vývar nevyhoví novým zvýšeným průtokům, a že bude potřebná jeho rozsáhlá úprava. Nakonec se však ukázalo, že stávající konstrukce tlumí energii dostatečně do průtoků Q_{100} . Vložením rozrážečů na dno vývaru se dosáhlo tlumení pro celou řadu N-letých průtoků. Prověřeno bylo opět několik kombinací velikostí a počtu rozrážečů:

- stávající vývar (bez rozrážečů),
- rozrážeče ve vývaru 5 ks, 0,5x0,5x0,5 m, 3-2,
- rozrážeče ve vývaru 3 ks, 1x1x1 m, 2-1,
- rozrážeče ve vývaru posunuty do poslední třetiny vývaru, 3 ks, 1x1x1 m,
- rozrážeče ve vývaru 2 ks, 1x1x1 m,
- rozrážeče ve vývaru 1 ks, 1x1x1 m.

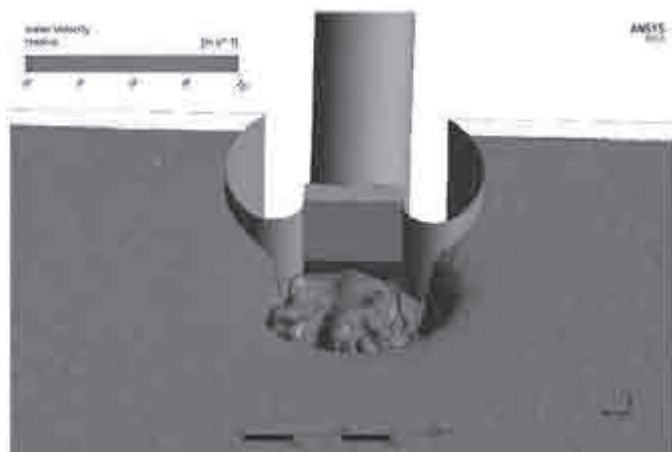
Vyhodnocení výstupů matematického modelu a porovnání s modelem fyzikálním

Bylo provedeno vyhodnocení úrovně hladiny v odpadní chodbě. Získané hodnoty jsou ve velmi dobré shodě s fyzikálním modelem. Dále byly vyhodnoceny podtlaky na konstrukcích. Z výstupů matematického modelu vyplývá, že na konstrukci (v celém zkoumaném rozsahu) nevznikají extrémní podtlaky. Nejohroženějším místem je samotný přeliv a hrana nad zaústěním spodních výpustí do odpadní chodby. Na základě analýzy rychlostního pole bylo zjištěno, že rychlosti v odpadní chodbě při Q_{100} nepřekračují rychlosti 15 m.s⁻¹. Vzhledem k velkým rychlostem dochází „vybíhání“ vody a to především na pravé straně odpadní chodby. Také bylo provedeno vyhodnocení zatížení na konstrukci. Výpočet ustáleného stavu však nepostihuje pulzace proudění, které se na konstrukci tohoto typu budou vyskytovat a budou významnou částí celkového zatížení. Při statickém výpočtu je třeba toto dynamické zatížení vzít v úvahu.

Závěry realizovaného výzkumu a doporučení

Celkem bylo provedeno 40 různých kombinací měření a 17 variant dispozičního a konstrukčního řešení nově navrhovaných konstrukčních prvků na přelivu, ve spadišti a ve vývaru pro řadu N-letých průtoků. Měření byla provedena pro vodní dílo Bojkovice a pro vodní dílo Ludkovice. Pro varianty měření se sledovaly polohy hladin v nádrži, v odpadní chodbě a vývaru, byl měřen tlak a tlakové pulzace ve spadišti a odpadní chodbě a měřen průtok přes přeliv a spodními výpustmi. Byla provedena optimalizace konstrukčních prvků na přelivu i spadišti za účelem eliminace pulzací nejen ve spadišti, ale i ve vývaru pro zajištění jejich bezpečné funkce. Byly provedeny potřebné hydraulické výpočty přelivu, spadiště, skluzu, odpadní chodby a vývaru. Hydraulické výpočty byly zpřesněny na základě měření na fyzikálním modelu.

Výška hladiny v nádrži VD Ludkovice při maximálním transformovaném průtoku $Q_{1000} = 82,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (spodní výpusti se převádí průtok $Q = 7,09 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) je 285,50 m n. m., přičemž MBH je 285,55 m n. m. Výška hladiny v nádrži VD Bojkovice při maximálním transformovaném průtoku $Q_{1000} = 89,4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (spodní-



Obrázek 3. Porovnání tvarů hladin zjištěných při matematickém a fyzikálním modelování – pohled do spadiště při průtoku Q_{100} [3]

mi výpusti se převádí průtok $Q = 12,4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ je 322,22 m n. m., přičemž MBH je 322,68 m n. m.

Vyhodnocení vlivu konstrukčních úprav přelivu a spadiště na tlak a pulzace v odpadní chodbě bylo provedeno na základě průměrného tlaku a směrodatné odchylky naměřených hodnot pro všechny průtokové varianty s uzavřenými spodními výpustmi. Pulzace nejvíce eliminuje varianta se dvěma podélnými žebry ve spadišti a zároveň tyto úpravy neovlivňují kapacitu přelivu. Pro lepší statickou a dynamickou stabilitu usměrňovacích žeber je doporučována k realizaci varianta, kde šířka usměrňovacích žeber je 1 m. Tyto úpravy předpokládají odstranění stávajícího středového žebra ve spadišti.

Stávající vývar plní svoji funkci až do průtoku Q_{100} . Při vyšších povodních vývar přestává plnit svoji funkci, proto bylo přistoupeno k úpravám ve vývaru vedoucí ke zlepšení tlumění kinetické energie vody. Vyhodnocení úprav ve vývaru: na správnou funkci vývaru mají nejvíce příznivý vliv 2 rozrážče o rozměrech $1 \times 1 \times 1 \text{ m}$, a to při všech N-letých průtocích - i při Q_{1000} .

Na VD Ludkovice a na VD Bojkovice hladina vody v odpadní chodbě nedosahuje úrovně vodárenského potrubí, proto vodárenské potrubí neovlivňuje proudění vody v odpadní chodbě. Volná hladina v odpadní chodbě při průtoku Q_{1000} na VD

Ludkovice a na VD Bojkovice je po celé délce odpadní chodby. Je zde hloubka 2,0 m na počátku odpadní chodby, což je 0,7 m pod jejím stropem.

Z výše uvedeného vyplývá, že realizovaný výzkum VD Ludkovice a VD Bojkovice velkou měrou přispěl k poznání chování proudění vody na bezpečnostních přelivech těchto vodních děl a souvisejících konstrukcích. Poskytl tím cenné informace a podklady pro projekty rekonstrukcí. Modelování složitých hydraulických jevů tak bylo opět využito se všemi svými výhodami jako nepostradatelný nástroj například při návrhu úprav sdružených objektů vodních staveb. Závěry výzkumu nabízejí řešení pro rekonstrukci těchto staveb s dodržением technických a bezpečnostních standardů v současnosti kladených na takto významná vodní díla v České republice.

Literatura

- [1] VD Bojkovice, Posudek bezpečnosti VD za povodní. (VD-TBD, a.s., Brno), 2009.
- [2] VD Ludkovice, Posudek bezpečnosti VD za povodní. (VD-TBD, a.s., Brno), 2009.
- [3] Satrapa, L. a kol. VD Ludkovice a VD Bojkovice: Fyzikální model přelivu a odpadní chodby. Závěrečná zpráva. ČVUT v Praze, Praha, 2015.

VYUŽITÍ MALÝCH VODNÍCH NÁDRŽÍ PRO TRANSFORMACI POVODŇOVÝCH PRŮTOKŮ

Václav Tlapák¹, Jan Šálek², Petr Pelikán¹, Pavla Pilařová³

¹Mendelova univerzita v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno, tel. +420 545 134 009, pelikanp@seznam.cz

²Vránova 96, 621 00 Brno, tel. +420 544 525 632, salek.j@centrum.cz

³Atelier Fontes, Křídlovická 314/19, 603 00 Brno, tel. +420 549 255 496, fontes@fontes.cz

Abstrakt

Náplní referátu je regulace přímého odtoku spočívající ve využití retenčních prostor malých vodních nádrží pro transformaci povodňové vlny. Výsledkem studie je prokázání vztahu mezi retenčním objemem a transformačním účinkem nádrží v závislosti na parametrech návrhových srážek.

Klíčová slova: malá vodní nádrž; retence vody; transformace povodně.

Abstract

The aim of the paper is the regulation of direct runoff involving the use of water retention capacity of small water reservoirs for the transformation of the flood wave. The result of the study is the demonstration of relationship between the retention capacity of reservoirs and transformation effects depending on the design parameters of precipitation

Keywords: small water tank; water retention; floods transformation.

Úvod

Metoda stanovení průtoků povrchových vod je dáno normou ČSN 75 1400 Hydrologické údaje povrchových vod v závislosti na četnosti výskytu. Tyto základní hydrologické údaje jsou obvykle stanoveny na základě přímých měření průtoků z provozovaných profilů [2]. Naopak, průtoky u malých toků bez pravidelného měření jsou obvykle odvozeny z hydrologické analogie. Tyto základní údaje jsou potřebné pro výpočet průtoků u projektovaných hydrotechnických objektů a jsou nutné pro provoz retenčních prostorů a objektů, např. přelivy a výpusti, dle ČSN 75 2410 Malé vodní nádrže.

V současné době, jsou MVN často konstruovány s hlavní protipovodňovou funkcí. Proto soustava MVN poskytuje určitou retenční kapacitu v jejich povodí.

Materiál a metody

Řešená lokalita se nachází v katastru obce Potštát, u vojenského prostoru Libavá (Česká republika). Povodí se nachází na potoku Boškov, 400 m nad soutokem s řekou Velička (povodí č. 4-11-02-0370). Celé povodí patří do Oderské vrchoviny s nadmořskou výškou 502–621 m. n. m., střední sklon povodí činí 7,83 %. Celková plocha pak 5 km². Lokalita by se dala charakterizovat jako lesozemědělská krajina pozdně středověkého osídlení.

Metodika řešení zahrnovala analýzu podkladů, souvisejících s přírodními poměry a stávajícím využitím daného povodí (pří-

rodní a hydrologické podmínky, využití půdy, technické parametry vodních nádrží), výstavbu transformačního modelu pro jednotlivé vodní nádrže a zpracování celkového transformačního modelu pro celé povodí, tzn. soustavu MVN Deml, Potštát a Starý rybník.

Vodní nádrže byly vyprojektovány pomocí softwaru AutoCAD Civil 3D. Jde o komplexní softwarové řešení zaměřené na přípravu a zpracování projektové dokumentace. Program podporuje širokou škálu nástrojů stavebního inženýrství a je založen na aplikačním kódu objektově orientované architektury. Díky tomu existují dynamické vazby mezi jednotlivými subjekty projektu, což znamená, že všechny související objekty jsou aktualizovány při každé změně. Tento software byl také využit pro analýzu batygrafie vodních nádrží (plocha vodní hladiny v závislosti na objemu). MVN Potštát byla vybudována v roce 2009, Deml byl realizován v roce 2013 a Starý Rybník je v současné době ve výstavbě.

Použitá výškopisná data představují vrstevnice ZABAGED (Základní báze geografických dat ČR). Digitální model terénu (DMT) z povodí byl zhotoven v softwaru ESRI ArcGIS Desktop. Dále byla v prostředí ArcGIS provedena analýza povodí s uvažováním hrází předmětných vodních nádrží jako záverových profilů dílčích povodí. (Obr. 1). Následná analýza byla zaměřena na výpočet parametrů dílčích povodí (plocha, sklon, délka údolnice, atd.). Čísla odtokových křivek (CN) byla odvozena z informací o využívání půdy, hydrologických podmínek a hlavních půdních jednotek (bonitované půdně ekologické jednotky jsou k dispozici na internetových stránkách KÚ) [9].

Srážko-odtokový proces byl modelován v softwaru Hydroflow Hydrographs Extension for AutoCAD Civil 3D. Software podporuje hydrologické výpočetní modely založené na SCS (Soil Conservation Service) jednotkovém hydrogramu (TR-20, TR-55) a racionálních metodách výpočtu [10]. Kulminační odtok z povodí (Q_p) jednotkového hydrogramu je vypočítán dle rovnice (1).

$$Q_p = 484 \cdot A \cdot P \cdot T_p \quad [\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}] \quad (1)$$

A	[km ²]	... rozloha povodí
P	[mm]	... jednotková srážka
T _p	[hod]	... doba kulminace

Jednotkový hydrogram je hypotetická odezva povodí (přímý odtok) na jednotkový efektivní déšť konstantní intenzity pokrývající rovnoměrně jednotku povodí. Jednotkový hydrogram je charakterizován dobou kulminace a dobou koncentrace – rovnice (2).

$$\begin{aligned} T_c &= 1.67 \cdot L \cdot 0.8 \cdot S + 10.71900 \cdot I \cdot 0.5 \quad [\text{min}] \\ L & \quad [\text{m}] \quad \dots \text{hydraulická délka povodí} \\ I & \quad [\%] \quad \dots \text{sklon povodí} \\ \text{CN} & \quad [-] \quad \dots \text{číslo CN křivky} \\ S &= (1000/\text{CN}) - 10 \end{aligned} \quad (2)$$

Intenzity, doby trvání a frekvence opakování příčných srážek (IDF křivky) byly odvozeny z údajů krátkodobých srážkových událostí shromážděných J. Truplem [11]. Výstupem softwaru je soubor hydrogramů povodňových událostí vztahujících se k dílčím povodím i celkovému povodí.

Model transformačního účinku vodní nádrže byl zpracován v programu Microsoft Excel. Vstupem pro výpočet jsou hydrogramy odvozené z dané srážkové události, známé batygrafie a konstrukčních parametrů hydrotechnických objektů vodních nádrží. Výsledný hydrogram představuje transformovaný odtok z nádrže.



Obrázek 1. Rozmístění dílčích povodí (W1–W4) se závěrovými profily – hráze vodních nádrží

Výsledky a diskuze

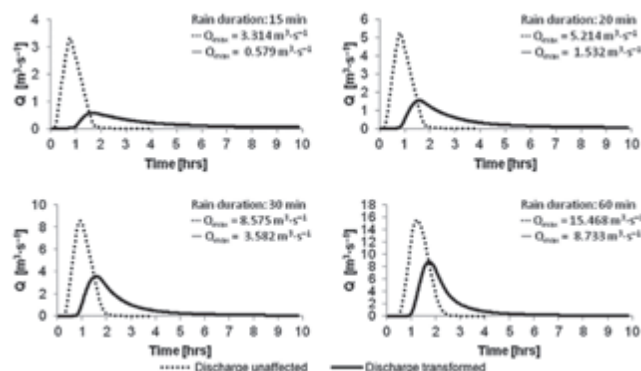
Povodní bylo rozděleno do 4 dílčích povodí (W1–W4), vzhledem k uspořádání vodních nádrží a vodotečí, pro která byly spočítány hodnoty jejich celkové plochy, středního sklonu a čísla CN křivky.

Pro výpočet byly uvažovány intenzity srážek, odpovídající době trvání deště 15, 20, 30 a 60 minut s dobou opakování 100 let. Uvedené hodnoty byly zvoleny s ohledem na předpoklad, že hlavní transformační účinek rybníků (tj. nádrží s malým retenčním objemem) nastává při krátkodobých srážkových událostech. Zvolená doba opakování srážkové události souvisí se skutečností, že mnoho hydrotechnických výpočtů ve vodním hospodářství je odvislá od stupně ochrany před N-letou vodou Q_{100} .

Soustava malých vodních nádrží se skládá ze tří rybníků (MVN Deml, Potštát a Starý rybník), pro které byly vypočteny klíčové objemy. Součet zásobního a retenčního objemu závisí na výškové úrovni přelivné hrany [12, 13]. Ovladatelný retenční objem (V_{ro}) je dán úrovní přelivné hrany a hodnota neovladatelného retenčního objemu (V_m) je spjata s maximální navrženou hladinou vody v nádrži na základě projektové dokumentace. Vstupní údaje jsou uvedeny v tab. 1.

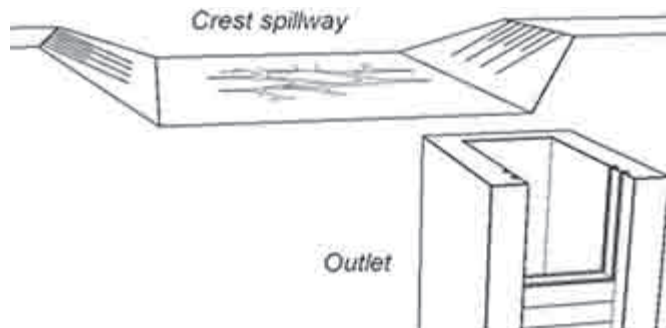
Jednotlivé hydrogramy povodňových vln byly modelovány zvlášť pro dílčí povodí i celé povodí pro každou srážkovou událost bez uvažování transformačního účinku vodních nádrží (tzn. pro stav, kdyby nádrže neexistovaly). Z jednotlivých hyetografů (grafy časového rozložení deště) byl vypočten přímý odtok z povodí na základě principu superpozice a časové invariance. Každý

přírůstek hyetografu návrhové srážky byl vynásoben příslušnou pořadnicí jednotkového hydrogramu. Finální hydrogramy odtoku vznikly sloučením či superpozicí dílčích hydrogramů. Následně byly hydrogramy přepočteny se zahrnutím transformačního efektu soustavy nádrží se závěrovým profilem, reprezentovaným sdruženým objektem MVN Starý rybník (Obr. 2).



Obrázek 2. Hydrogramy odtoku (Q) – závěrový profil Starý rybník)

Transformační účinek vodních nádrží je dán především provozním nastavením retenčních objemů a konstrukčními rozměry bezpečnostních přelivů a výpustných zařízení. Výpustné zařízení na MVN Deml a Potštát je řešeno jako jednoduchý požerák se zdvojenou dlužovou stěnou s jílovým těsněním. Hráz nádrží je opatřena přímým bezpečnostním přelivem (Obr. 3). Sdružený objekt na nádrži Starý rybník plní funkci bezpečnostního přelivu i výpustného zařízení. Výpočet transformace přímého odtoku pomocí nádrží je založen na množství vody protékající zmíněnými hydrotechnickými objekty vzhledem k přítoku do nádrže.



Obrázek 3. Hydrotechnické objekty ovlivňující transformační efekt nádrže

Během zkoumané srážkové události voda v nádrži dosáhne nejdříve horní úrovně dlužové stěny v požeráku. Odtok je počítán jako přepad vody obdélníkovým profilem s uvažováním

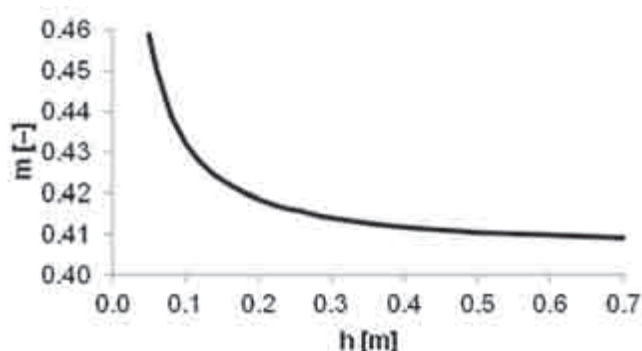
Tabulka 1. Input data

Watershed					Rainfall events			Small water reservoir system				
Label	A [km ²]	I [%]	CN	Enclos. prof.	I [cm·hr ⁻¹]	D [min]	F [yr]	Name	V _s +V _z [m ³]	V _{ro} [m ³]	V _m [m ³]	V _{tot} [m ³]
W1	1.00	7.16	71	Deml	11.9	15	100	Deml	9990	0	2070	12060
W2	2.74	8.52	77	Starý rybník	10.2	20	100	Potštát	13600	0	4550	18150
W3	1.13	7.09	75	Potštát	8.1	30	100	Starý rybník	51880	4270	20540	76690
W4	0.13	4.42	70	Starý rybník	5.2	60	100	V _s ...maintenance volume; V _z ...storage vol.; V _{ro} ...controlled retention vol.; V _m ...uncontrolled retention vol.; V _{tot} ...total volume				
Overall	5.00	–	–	Starý rybník	I...intensity; D...duration; F...frequency							
A...area; I...Ø slope; CN...Ø curve number												

vlivu boční kontrakce a měnícím se součinitelem přepadu v závislosti na výšce přepadového paprsku – rovnice (3). Výška přepadového paprsku se plynule zvyšuje, proto mohou při přepadu vody postupně vznikat podmínky široké, úzké (praktické) koruny a ostrohranného přelivu v závislosti na konkrétní konstrukci dlužové stěny (Obr. 4). Z toho důvodu se postupně mění i součinitel přepadu v přibližném rozmezí hodnot 0,32–0,46 [14].

$$Q_0 = m \cdot b \cdot 2g \cdot h^{3/2} \quad m_3 \cdot s^{-1} \quad (3)$$

m	[-]	... součinitel přepadu
b	[m]	... šířka přelivné hrany s vlivem boční kontrakce
g	[m·s ⁻²]	... tíhové zrychlení
h	[m]	... výška přepadového paprsku
Q ₀	[m ³ ·s ⁻¹]	... průtočné množství



Obrázek 4. Součinitel přepadu (m) přes ostrou hranu v závislosti na výšce přepadového paprsku (h)

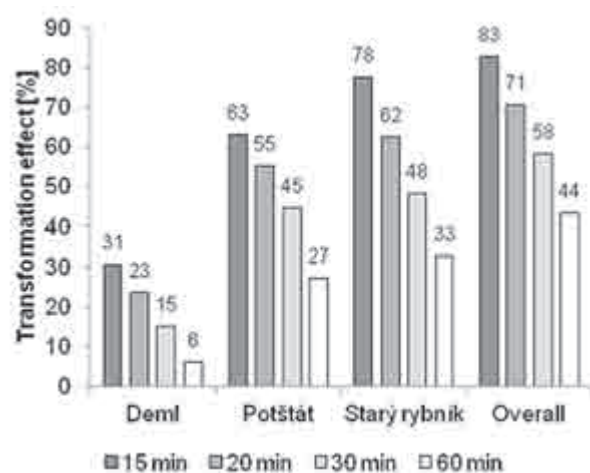
V okamžiku, kdy voda v nádrži dosáhne úrovně hladiny retenční ovladatelné, voda z nádrže začne odtékat i bezpečnostním přelivem. V rovnici (4) je uveden vztah pro výpočet průtočného množství přes lichoběžníkový přeliv. Součinitel přepadu je v tomto případě závislý především na konstrukci objektu. Na nádrži Deml a Potštát nastanou podmínky pro širokou korunu, na sdruženém objektu v nádrži Starý rybník nastanou podmínky široké a úzké koruny.

$$Q_s = m \cdot b \cdot 2g \cdot h^{3/2} + 815 \cdot \mu \cdot 2g \cdot \cot \alpha \cdot h^{5/2} \quad m_3 \cdot s^{-1} \quad (4)$$

μ	[-]	... součinitel zkosení bočního svahu přelivu
α	[°]	... sklon bočního svahu přelivu
Q _s	[m ³ ·s ⁻¹]	... průtočné množství

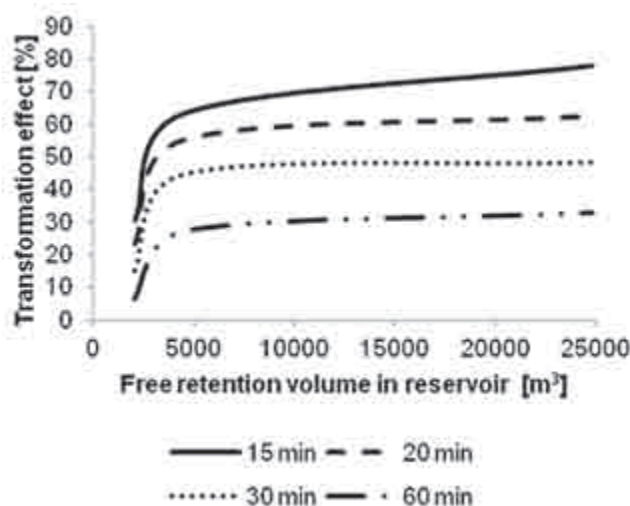
Výsledným odtokem z nádrže je součet průtoku pozerákem a bezpečnostním přelivem. Transformační účinek jednotlivých nádrží je tedy ovlivněn parametry daných srážkových událostí, volným retenčním objemem a parametry hydrotechnických objektů. Kromě toho je celkový efekt závislý na charakteristikách povodí, rozmístění nádrží v povodí a možnosti součinnosti nádrží při procesu transformace během předmětné srážky. V případě hospodářsky využívaných rybníků je obvykle možné využít pouze ovladatelný a neovladatelný retenční prostor. Limity využití pro transformaci vyplývají z jejich primární funkce – chov ryb s nároky na stabilní hloubku vody v nádržích.

Na obr. 5 jsou znázorněny výsledky transformačního účinku jednotlivých nádrží i soustavy jako celku. Transformační efekt obecně klesá se vzrůstající dobou trvání srážkové události, což je způsobeno vzrůstajícím poměrem mezi celkovým objemem spadlé vody a prostorem v nádržích využitelným pro transformaci. Hodnoty tak prokazují vztah mezi volným objemem v nádrži a danou srážkou. S větším dostupným prostorem v nádrži lze očekávat vyšší transformační účinek.



Obrázek 5. Transformační účinek vodních nádrží v závislosti na délce trvání srážky (15–60 min)

Přestože jsou retenční objemy jednotlivých nádrží poměrně malé, jejich transformační účinek není zanedbatelný (např. Deml). Je prokazatelné, že transformační účinek může být zvýšen vhodným návrhem a zajištěním celkové funkčnosti soustavy vodních nádrží. (Obr. 6).



Obrázek 6. Transformační efekt v závislosti na volném retenčním prostoru

Pro účely projektové přípravy vodohospodářských staveb a opatření v povodí je třeba požadovat hydrologická data, která již zahrnují ovlivnění kulminačních průtoků vodními nádržemi za účelem přesnosti a relevantnosti návrhu. Přestože je problematika řešitelná pomocí GIS nástrojů [15, 16], otázkou zůstává, kdo by poskytoval kompletní a aktuální databázi malých vodních nádrží, mokřadů, odvodňovacích zařízení a dalších staveb a hydrotechnických objektů, které by mohly mít vliv na transformaci přímého odtoku z povodí.

Závěr

Ačkoliv malé vodní nádrže v krajině mají vždy svou převládající funkci, pro kterou byly vybudovány, např. retence vody, sedimentace splavenin, chov ryb, rekreace, estetická a ekologická funkce, lze MVN chápat i jako multifunkční nádrže, které mohou zásadně ovlivňovat vodní režim krajiny, a to zejména během období sucha a povodní.

Regulace přímého odtoku spočívá z využití volných retenčních objemů pro zdržení přitékající vody a transformaci povodňové vlny. Výsledkem studie je prokázání vztahu mezi retenčním objemem a transformačním účinkem nádrží v závislosti na parametrech návrhových srážek. Předpokládá se, že čím vyšší je volný retenční objem, tím vyšší bude transformační účinek vodní nádrže. I když celkový využitelný objem tří malých vodních nádrží je poměrně malý, transformační vliv těchto nádrží není zanedbatelný. Výzkum ukázal, že bylo dosaženo transformačního účinku.

Literatura

- [1] CSN 75 1400:1997 Hydrological data on surface water
- [2] World Meteorological Organization, 2008. Guide to Hydrological Practices. WMO No. 168, Geneva, Switzerland, pp 296, ISBN 978-92-63-10168-6.
- [3] KREŠL, J., 2001. Hydrologie. 1. vydání, MZLU Brno, 125 s.
- [4] CSN 75 2400:2011 Small water reservoirs
- [5] SLEZINGR, M., 2013. The Brno reservoir – drained. Conference on Public Recreation and Landscape Protection – with Man Hand in Hand, Mendel Univ., Fac. Forestry & Wood Technol., Dept. Landscape Management, Brno, p. 186–189.
- [6] SLEZINGR, M., FIALOVÁ, J., 2012. An examination of proposals for bank stabilization: The case of the Brno water reservoir (Czech Republic). Moravian Geographical Reports, Vol. 20, Issue 2, p. 47–57, ISSN 1210-8812.
- [7] VRÁNA, K., 1998. Rybníky a účelové nádrže. ČVUT Praha, 91 s.
- [8] Autodesk, Inc., 2009. AutoCAD Civil 3D – User Guide. Autodesk, 2296 p.
- [9] Czech Survey and Cadastral Bureau: www.cuzk.cz
- [10] Autodesk, Inc., 2013. Hydraflow Hydrographs Extension User's Guide, Autodesk.
- [11] TRUPL, J., 1958. Intensity krátkodobých dešťů v povodích Labe, Odry a Moravy. Práce a studie – Svazek 97, VÚV Praha, 76 p.
- [12] HANÁK, K., KUPČÁK, V., SKOUPIL, J., ŠÁLEK, J., TLAPÁK, V., ZUNA, J., 2008. Stavby pro plnění funkcí lesa. Informační centrum ČKAIT, Praha, 304 s. ISBN 978-80-87093-76-4.
- [13] TLAPÁK, V., LEGÁT, V., ŠÁLEK, J., 1992. Voda v zemědělské krajině. Brázda, Praha, 320 s.
- [14] SYNKOVÁ, J., ZLATUŠKA, K., 2003. Malé vodní nádrže – cvičení. 1. vydání, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, 52 s. ISBN 70-7157-672-7.
- [15] FÁREK, V., UNUCKA, J., ŘÍHOVÁ, V., PALLÓS, R., 2014. Hydrologic parameters estimation of small catchments using GIS and distributed rainfall-runoff models. Case study from the Ceske Svycarsko national park and Jetrichovicky potok catchment. Water Management, 64, 2014, 1, 1–5, ISSN 1211-0760.
- [16] ZLATANOVIC, N., GAVRIC, S., 2013. Comparison of an automated and manual method for calculating storm runoff response in ungauged catchments in Serbia. J. Hydrol. Hydromech., 61, 2013, 3, 195–201, ISSN 0042-790X
- [17] ŠÁLEK, J., TLAPÁK, V.: Přírodní způsoby čištění znečištěných povrchových a odpadních vod. ČKAIT Praha 2008, 283 s.

VODOHOSPODÁŘSKÉ DLUHY A DLUHY JINÝCH VE VZTAHU K NÁDRŽÍM

Vojtěch Broža

Katedra hydrotechniky, Stavební fakulta ČVUT v Praze, Thákurova 7, 166 29 Praha 6,
tel. +420 224 353 879, vojtech.broza@fsv.cvut.cz

Abstrakt

Časově i místně nerovnoměrný vývoj výstavby nádrží spolu se změnami požadavků společnosti vytváří četné problémy, zejména v důsledku podcenění opatření pro omezení negativních dopadů na průtokový režim a jakost vody. Některé konkrétní případy z vodohospodářské praxe, označované jako dluhy ve vztahu k nádržím jsou připomenuty. K jejich nápravě je třeba vybudovat nové nádržní prostory v povodích vodních toků.

Klíčová slova: hospodaření s vodou; ovlivnění průtokového režimu; zásobování vodou; interakce v prostředí.

Abstract

Nonuniform in time and river basin development of reservoirs accompanied by changes of water demands bring numerous problems, mainly in the sphere of the compensation of water balance impacts and water quality owing to the human activities in river basins.

Some cases from the water management practice denominates as the water debts are presented. For their compensation the realisation of new water supply reservoirs is indispensable in the future.

Keywords: Water management; flow regime impact; water supply; environmental interaction.

Úvod

Tato konference je mimořádná v tom, že se již tradičně zabývá problematikou jakosti vody ve vztahu k nádržím, ve snaze o rovnováhu s problémy kvantitativními. Jen soustavným sledováním a hodnocením procesů vázaných na vodu v povodích bude dostatek poznatků např. o znečištění ve vodních tocích a nádržích a jeho původcích, i když asi i nadále budeme poslouchat prohlášení typu, že nádrž je nákladný septik atd.

Příspěvek se však zaměřuje na poněkud jiné problémy, které jsou spojeny s realizací a provozem nádrží v průběhu let.

Je skutečností, že možnost regulovat odtok z povodí našich řek je v různých oblastech státu velmi rozdílná. Současný stav se vytvořil ve více než stoletém období, hlavně ve spojení s požadavky na zásobování vodou pro různé potřeby, ochranou před ničivými účinky povodní, bezprostředně po druhé světové válce též s rozvojem hydroenergetiky. Proto se dnes na mnoha úsecích vodních toků setkáváme s poměrně výrazným zvýšením minimálních průtoků účinkem nádrží ve srovnání s odpovídajícími neovlivněnými minimálními průtoky v obdobích sucha – a bere se to jako samozřejmost. Naopak depresivně působí situace, kdy v rámci povodí postupuje extrémní povodeň a jeho správce vývoj situace v reálném čase nemůže ovlivnit, protože nemá k dispozici potřebné retenční prostory. Stejně depresiv-

ně působí vyschlá koryta vodních toků. Tyto skutečnosti ovšem není možno chápat jako vodohospodářské dluhy. Nebyla společenská potřeba, mnohde nejsou podmínky pro budování vodohospodářsky významných nádrží, navíc v posledních letech se často setkáváme s negativními postoji k nádržím – z nejrůznějších důvodů.

Nevhodné zásahy do odtokových poměrů

Jako reálné dluhy je však třeba chápat zanedbání adekvátních kompenzací při realizaci úprav, které negativně zasahují do odtokových poměrů, hlavně z hlediska extrémních průtoků. Pro objasnění problematiky je možno uvést nejprve pozitivní příklad. V souvislosti s rozšířením významného odběru podzemní vody v oblasti Březová se před léty uskutečnila na Křetínce výstavba nádrže v zájmu kompenzace průtoků Svitavy v suchých obdobích. Naproti tomu nic obdobného se neřešilo při realizaci jiného významného zdroje na Mělnicku v povodí říčky Pšovky i leckde jinde. Přitom negativní dopady jsou zcela zřejmé na poklesu průtoků ve vodních tocích – v suchých obdobích i v celkové bilanci.

Stejně tak před desítkami let leckoho znepokojoval podstatný úbytek průtoků na dolní Sázavě, protože nádrž Švihov na Želivce měla odvádět převažující podíl ročního objemu odtoku pro vodárenské potřeby. Nádrž, která měla deficit nahradit – výše v povodí Sázavy – zůstala jen ve stadiu prvotní studie.

V minulosti byl zjevným dluhem špičkový provoz elektrárny Vranov na Dyji bez vyrovnávací nádrže, což napravila až výstavba VD Znojmo o 30 let později. Jako příklad zapomenutého vodohospodářského dluhu je možno uvést soutok Moravy a Dyje, kde se v projektu při volbě návrhových parametrů počítalo s brzkou realizací nádrže na Bečvě, popř. dalších.

Velký počet zásahů do původních odtokových poměrů je při soustředování a posléze vypouštění odpadních vod do vodních toků, navazující na rozmanitou sféru zásobování vodou. I když z hlediska zejména vlivu na minimální průtoky tyto zásahy hodnotíme převážně pozitivně, lokálně mohou popř. vytvářet i průtokové deficity. Tyto mikropříčiny zřejmě zatím přehlízíme.

Obdobné problémy jsou spojeny s reálným omezením objemů potenciálních rozlivů v pobřežních zónách vodních toků v důsledku budování podélných ochranných staveb (hrází, zdí, mobilních stěn) popř. zvýšení kapacit koryt, kam směřovala převážná většina nedávno realizovaných staveb povodňové prevence – v dané době většinou jediná možnost z hlediska proveditelnosti. Na tuto negativní skutečnost reaguje ostatně další etapa opatření v gesci ministerstva zemědělství, kde se zdůrazňuje potřeba posílení retenční kapacity. Po mnohaleté přestávce by se pozornost měla zaměřit na projekty přinášející v rámci víceúčelového využití vodohospodářské efekty přesahující lokální měřítko. Kombinace obou základních technických opatření, tj. retenční prostory a lokální opatření v zájmu zvýšení tzv. neškodného průtoků, by nadále měla být účelně uplatňována.

Obtížně nahraditelné dlouhodobé „výpadky“ vodních zdrojů

Existují i jiné, nepřiliš zjevné dluhy. Konkrétně při zjištění filtrační poruchy na hrázi vodárenské nádrže Mostišť na Oslavě vyvstal velmi obtížný problém jak zajistit náhradní zásobování desítek tisíc obyvatel vodou. Tu naštěstí při opravě nebylo nutno nádrž vyprázdnit, takže s jistými omezeními bylo možno tento významný zdroj vody nadále využívat. Složitější situace nastává při přípravě modernizace přehrady Landštejn s nádrží rovněž pro zásobování pitnou vodou. Zpracovaná studie možností náhradních zdrojů prokázala extrémní obtížnost řešení tohoto problému z hlediska technického a hlavně ekonomického. Již před léty se u vodárenských nádrží obecně uvažovalo o jejich případné sanaci vynucené dlouhodobým přísunem znečištění z povodí. V takových případech by zřejmě bylo nutno nádrž zcela vyprázdnit na několik měsíců popř. i roků. I když se při rozvíjení systémových postupů ve vodním hospodářství před léty zdůrazňovalo, že bez rezerv se o systém v principu nejedná, u některých nádrží pro zásobování vodou je skutečnost jiná. V souvislosti s výrazným obecným poklesem odběrů vody v posledních letech se vícekrát mluvilo o vodohospodářském blahobytu, optimismus je však dobré mírnit. Možná bychom našli více případů, kde v sestavě nádrž – úpravná – zásobená oblast chybí možnost dlouhodobého náhradního zásobování vodou. Tato problematika zřejmě spadá též do sféry krizového řízení, stejně jako povodně a extrémní sucha. Vodohospodáři by měli být iniciativní v tom, aby tam měla adekvátní postavení, protože může jít o obtížně řešitelný problém krizového charakteru. Možná, že by bylo dobré mít pro poruchy v dodávce vody tohoto typu zpracovány studie „nahraditelnosti“.

O mimořádně složité situaci v oblasti převodu malých nádrží a malých vodních toků do správy státních podniků Povodí jako mimořádným dluhu by se zřejmě daly uvést výsledky statistik popř. rozborů, necítím se tu být oprávněn rozvíjet jakékoliv úvahy.

Environmentální problémy ve vztahu k vodnímu hospodářství

Nepochybně velkým dluhem, přesněji prohřeškem vůči našim vodám je trvalý transport různých látek z urbanizovaného a přírodního prostředí do vodních toků, zachycovaných v nádržích. Tu jde o dopady po léta probíhající vodní eroze i zbavování se odpadních produktů vypouštěním do vodotečí a transportní schopnosti vody. Výsledkem je kumulace těchto materiálů v nádržích, která se výrazně projevuje v jakosti vody. Obviňovat nádrže, že zachycují látky, které by se do procesu odtoku vody z povodí neměly dostat, s výjimkou přírodních procesů, postrádá logiku.

Nejsložitější problémy zřejmě existují při hodnocení vodních nádrží v prostředí, jejich přínosů a negativních účinků. Dnes jsou nádrže z různých důvodů převážně odmítány. Výmluvným dokladem v tomto smyslu je výsledek jednání o chránění lokalit pro potenciální výstavbu nádrží v budoucnu a následné snahy některé dohodnuté položky ze seznamu vyškrtnout.

Z hlediska ochrany přírody a krajiny výstavba vodní nádrže zasáhne do kontinuity biologických procesů v místě samotném i v okolí, možnosti omezit tento dopad popř. kompenzační opatření jsou omezená. Z hlediska zásobování vodou i ochrany před povodněmi jde vesměs o veřejný zájem (stejně jako v případě ochrany přírody), takže kategorická negativní stanoviska, opřená např. o výskyt chráněných druhů, nejsou na místě. Ná-

drž s požadovanými funkcemi není možno zřídit kdekoli jinde. Je možno uvést více konkrétních příkladů, kde dnes velmi cenné chráněné oblasti původně byly vytvořeny převážně v rámci lepšího hospodářského využití. Stejně tak mnohé chráněné oblasti mají zřejmě významnou oporu v existenci vodních děl s nádržemi a bezúplatně využívají jejich schopnosti regulovat průtoky.

V sociálně politické oblasti je dnes častý negativní postoj představitelů obcí, kteří většinou vidí ve výstavbě nádrží překážku pro budoucí rozvoj. Takový přístup není nic nového. Např. v souvislosti s výstavbou nádrže Mšeno na počátku 20. století byla protestní petice vedena až k samotnému císaři. V době stavby se naopak obec hospodářsky rozvinula a dnes je vodní dílo neodmyslitelnou součástí Jablonce nad Nisou. Skutečností je, že zhruba polovina obyvatel našeho státu je zásobována vodou z nádrží, což je důsledek omezených kapacitních zdrojů vody u nás. Dopady staveb nádrží v sociální oblasti nepochybně nelze podceňovat a v případě nezbytnosti výstavby ve veřejném zájmu by přiměřená kompenzace dotčeným subjektům měla být samozřejmostí. Na druhé straně by si představitelé obcí měli dobře uvědomit, z jakého zdroje resp. nádrže mají zajištěno zásobování vodou a mít na zřeteli, že v zájmu tohoto pro ně pozitivního stavu byl v minulosti „postižen“ někdo jiný.

V praxi se běžně setkáváme s případy střetu projektů zejména dopravních a vodohospodářských staveb, v nichž jsou dotčeny krajinné útvary, s ochranou vybraných druhů tu sídlících. Je skutečností, že po roce 1990 se ochrana přírody stala společensky dominantní a přijaté zákony byly chápány jako něco na úrovni blízké Ústavě – s významnou podporou médií. Dnes existence chráněných křečků stojí proti projektu významného silničního spojení, zdánlivě jako nepřekonatelná překážka. V přírodě kontinuálně probíhají procesy, které hromadně ničí chráněné krajinné druhy – jako jednotlivce nebo i celá společenství, někdy i s podstatně širším dopadem. Společnost tyto druhy programově chrání, míra ochrany však nemůže být chápána absolutně.

Na konkrétním příkladu realizace odstranění nánosů v nádrži Jordán v Táboře a modernizace objektů (včetně nových výpustí) je možno vcelku názorně demonstrovat, kam mohou problémy vyústit. Pro ochranu chráněných druhů v prostoru nádrže projektant splnil náročný požadavek ochrany přírody vytvořit podmínky pro přemístění všech (?) chráněných živočichů do horní části nádrže. Stalo se tak výstavbou dočasné rozdělovací hráze, aby bylo možno odtěžit nánosy zejména v blízkosti hráze. Návrhy na dočasné přemístění chráněných druhů někam do blízkého rybníka tehdy nebyly přijaty. V průběhu provádění prací se dvakrát vyskytla povodeň, která rozdělovací hráz protřhla. Z hlediska realizace staveb na vodních tocích poruchy na hrázích jímek jsou častým jevem a účastníci výstavby s nimi počítají. V případě Jordánu nedošlo k ohrožení lidských životů, což obecně není vyloučeno, při průvodních hydrodynamických jevech, ovlivněných v prvním případě výskytem ledu na hladině byly postiženy ryby a jiné živočišné druhy. Následovalo vyměření pokuty Českou inspekcí životního prostředí. Po druhém porušení rozdělovací hráze se nakonec dospělo k rozumnému kompromisu a plánovaná opatření se dokončila bez komplikací (až na to, že po dokončení bylo sucho a při slavnostním závěru v nádrži chyběla voda).

V běžné praxi vodohospodářského provozu nádrží jsou četné příklady, kdy manipulace v souladu s manipulačním řádem (což je dokument schválený státní správou), často nezbytné v důsledku nahodilého výskytu extrémních průtokových situací popř. odstraňování jejich následků, jsou penalizovány inspekcí pro porušení požadavků ochrany přírody. Takové jevy, v principu uvnitř výkonu státní správy – ovšem s dopady na správce povodí, je třeba hodnotit jako absurdní.

Na druhé straně vlastníci vodních děl vzdouvajících vodu by měli velmi důsledně reagovat na zjištěná poškození zejména zemních hrází vodními hlodavci. Ve skutečnosti jde o obtížně identifikovatelné preferenční průsakové cesty, které vytvářejí riziko protržení hrází. Náprava v rámci provozních opatření většinou není reálná, navíc by mohlo jít o rušení chráněných druhů. Jako jediné východisko, zdánlivě alibistické, je bezprostřední vyhlášení havarijního stavu (je v kompetenci kraje). Jen tak je možno vyloučit podezření ze spáchání trestného činu veřejného ohrožení vlastníkem objektu. Výskyt povodně je nahodilý jev a jako takový není slučitelný s dlouhodobě probíhajícími různými úkony v rámci správního řízení. Přitom by veškerá zodpovědnost zůstala nadále na vlastníkově. Stačí si představit porušení hráze za povodně za situace, kdy vlastník již předtím zjistil aktivity např. bobrů „in situ“. Přitom došlo ke škodám, pro poškozené je zásadní otázka zodpovědnosti. Tu nezaujaty znalec nemá jinou možnost, než označit za viníka vlastníka díla a nejvýš připomenout skutečnost, že jednal pod tlakem zájmu ochrany přírody.

Zřejmě by bylo možno uvést další příklady potenciálních střetů služeb vodního hospodářství ve veřejném zájmu a požadavků ochrany a přírody a krajiny rovněž ve veřejném zájmu.

Jediným racionálním východiskem je hledání rozumného kompromisu, který by všem umožňoval aktivity v souladu s platnými zákony. Vodohospodáři ostatně měli pro ochranu přírody tradičně velké pochopení. Pro rozumné kompromisy dnes chybí příznivé společenské klima.

Čtvrt století přerušení výstavby nádrží

Bez ohledu na převažující negativní hodnocení ve společnosti bude další výstavba nádrží nezbytná, a to i v případě, že se negativní dopady změny klimatu na hydrologické poměry neprojeví tak výrazně, jak uvádějí dnešní scénáře. Při rozborech průtokových poměrů v minulosti, kdy krajina zdaleka nebyla tolik

zasazena aktivitami lidí jako dnes, vesměs dospějeme k závěru, že využitím prostředků tzv. zelené infrastruktury pro ovlivnění retenčních a akumulačních schopností krajiny v našich podmínkách se obecně nedá zabránit povodním ani suchu, jak se uvádí v některých materiálech EK.

Rozsah výstavby vždy bude závislý na požadavcích společnosti. V současné době je aktuální omezení povodňových škod, po opakovaném výskytu sucha mohou být priority jiné. Jen pro ilustraci dopadů ve vývoji požadavků je možno uvést závěr A. Bratránka z šedesátých let 20. století k ochraně Prahy před povodněmi, kde uvedl potřebu 1,5 miliardy m³ retenčních prostorů (včetně Beřounky popř. Sázavy) v povodí Vltavy nad Prahou pro zajištění komfortní míry ochrany, pro dvacetiletou, tehdy hodnocenou jako plně uspokojivou, stačilo necelých 100 milionů m³.

Závěr

K nezbytnosti hospodařit s vodou v povodích našich většinou nevýznamných vodních toků dospěli naši předchůdci již na přelomu 19. a 20. století. Výsledkem byla výstavba 17 vodních nádrží do roku 1918, za období samostatného Československa včetně druhé světové války přibýlo dalších 18 významných vodních děl. Významný rozvoj budování nádrží ve druhé polovině 20. století byl po krátkém období hydroenergetiky vyvolán tehdejšími nároky na zásobování vodou. Že dnes jsou skutečné odběry výrazně nižší? Z dnešního pohledu předimenzování některých nádrží jistě nezavinili vodohospodáři – autoři dnes chybících komplexních studií a projektů

Po roce 1990 se až na jedinou výjimku nepřipravovala, ani ne-realizovala žádná významná investice, která by v zájmu budoucího rozvoje řešila úpravu vodních poměrů s cílem racionálně hospodařit s omezeným vodním bohatstvím u nás. Čtvrt století nečinnosti v této oblasti, která odporuje tradici řešení vodohospodářských problémů u nás, se nutně projeví v dalším vývoji, a proto je nutno je chápat jako nejvýznamnější dluh v oblasti uspokojování požadavků na vodu pro společnost i krajinu.

STUDIE OCHRANY PŮDY A VODY V POVODÍ JIHLAVY – NÁVRH OPATŘENÍ A MODELOVÁ ÚČINNOST

Jana Konečná, Petr Karásek, Jana Podhrázká, Petr Fučík

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., Žabovřeská 250, 156 27 Praha, tel. +420 541 126 281, konecna.jana@vumop.cz

Abstrakt

Snížení vstupů dusíku a fosforu do povrchových vod z plošných zemědělských zdrojů vyžaduje cílené uplatňování diferencovaných opatření. V rámci studie zaměřené na ochranu půdy a vody v povodí Jihlavy nad VD Dalešice byly identifikovány oblasti s potenciálním rizikem vodní eroze, zrychlené infiltrace a vyplavování živin, odvodněné plochy a ohrožené příbřežní zóny vodních útvarů. Následně byl pro toto povodí navržen systém komplexních opatření ve více variantách. Opatření zahrnují vyloučení pěstování širokořádkových plodin (resp. jejich pěstování s využitím ochranných agrotechnologií), cílené maloplošné zatravnění rizikových lokalit a záchytné protierozní průlehy. Pomocí jednoduchých empirických modelových výpočtů a na základě výzkumných poznatků byla odhadnuta účinnost jednotlivých variant opatření na omezení plošného zemědělského znečištění. Výsledky studie jsou dílčí součástí Jakostního modelu povodí Jihlavy a byly poskytnuty k využití Kraji Vysočina a Státnímu pozemkovému úřadu.

Klíčová slova: VD Dalešice; plošné zemědělské znečištění; dusík; fosfor; vodní eroze; vyplavování; ochranná opatření.

Abstract

Decreasing of nitrogen and phosphorus inputs into surface waters from non-point agricultural sources requires targeted implementation of differed measures. Within a study aimed to soil and water conservation in the Jihlava river basin up to the Dalešice reservoir, there were identified areas with potential risk of water erosion, elevated infiltration and nutrient leaching, tile-drained areas and vulnerable riparian zones of water bodies. Subsequently, a system of complex protective measures was designed for this river basin in more variants. Measures include exclusion of wide-row crops growing (resp. their growing with protective agrotechnologies application), targeted exiguous grassing at risky localities and interceptive erosion-control ditches. Efficiency of these various measures on reduction of pollution from non-point agricultural sources was estimated using simple empiric model calculations and research knowledge. The study results are a partial component of the Qualitative model of the Jihlava river basin and they were devolved to use on the Vysočina Region authorities and the State land office.

Keywords: Dalešice reservoir; sheet agricultural pollution; nitrogen; phosphorus; water erosion; nutrient leaching; protective measures.

Úvod

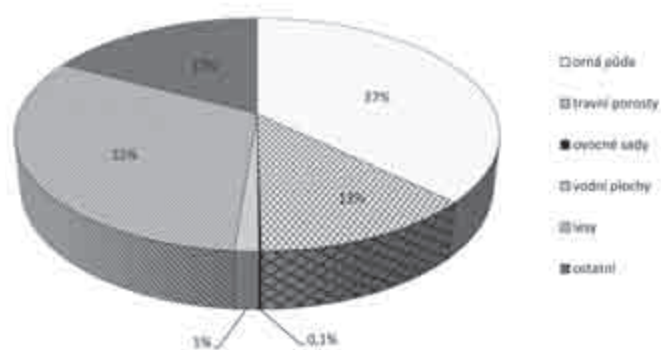
Zachování a zlepšování kvantity a kvality vod je jedním z klíčových předpokladů trvale udržitelného života na Zemi. Proto jsou zákonem č. 254/2001 Sb. [1] stanoveny mj. podmínky pro

hospodárné využívání vodních zdrojů a ochranu jakosti povrchových vod. V mezinárodním měřítku se ochrana vod opírá o směrnici Evropského parlamentu č. 2000/60/ES z 23. října 2000 [2]. Zdroje znečištění povrchových vod se obecně rozdělují na plošné a bodové. Mezi plošnými zdroji ve venkovské krajině hraje významnou roli znečištění pocházející ze zemědělské půdy.

Studie ochrany půdy a vody v povodí Jihlavy byla zpracována jako dílčí součást komplexního projektu [3], jehož cílem bylo vytvořit systém opatření pro zachování a případně zlepšení jakosti vody ve vodním díle (VD) Dalešice.

Materiál a metody

Zájmové povodí řeky Jihlavy se rozkládá nad vodním dílem Dalešice (plocha 1155 km²) s uzávěrem na hrázi u Mohelna. Nachází se na Česko – moravské vrchovině a tudíž zdejší krajina je zvlněná, rozčleněná táhlými kopci a údolími, s množstvím lesů (32 % plochy), hájků, luk a pastvin. V současnosti je tato krajina intenzivně zemědělsky využívána. Zemědělská půda pokrývá 50 % plochy povodí, při čemž orná půda se podílí 37 % z plochy povodí a trvalé travní porosty 13 % (obr. 1).



Obrázek 1. Druhy pozemků

Půdní podmínky jsou dány geologickými, klimatickými faktory a charakterem reliéfu. Protože se území nachází v pahorkatinách, převládají zde kambizemě v různých subtypech (modální, oglejená, dystrická aj.) a to na 77 % zemědělské půdy. Ve vyšších polohách se vyvinuly kryptopodzoly. Mozaiku půdního pokryvu dále doplňují hlavně pseudogleje, luvizemě a gleje. V zrnitostním složení se jedná o půdy písčito-hlinité, místy hlinité. Převažujícím substrátem jsou kyselé a mezobazické horniny krystalinika. V modelovém povodí se vyskytuje celkem 7473 ha mělkých půd (podskupina v rámci kambizemí a kryptopodzolů). Z toho 5884 ha připadá na zemědělsky využívané pozemky (tj. 10 % celkové plochy zemědělské půdy). Průměrná svahovitost povodí činí 5°, avšak více než 80 % území spadá do kategorie do 7° a silně sklonitá území nad 7° zaujímají 20 % plochy povodí.

Z uvedených charakteristik povodí vyplývá, že plošné zdroje potenciálního zemědělského znečištění povrchových vod v povodí můžeme rozdělit do tří skupin:

- plochy zemědělské půdy v nívních polohách ležící bezprostředně při březích povrchových vodních toků a ploch,
- erozně ohrožené svahy orné půdy,
- lokality s výskytem půd s rizikem zrychlené infiltrace a vyplavování živin, včetně ploch orné půdy navazující na vybudované odvodňovací systémy.

Při intenzivním zemědělském využívání příbřežních zón vodních útvarů může docházet k přímé kontaminaci vod přemísťováním půdních částic do toku (mechanicky nebo smyvem), aplikací hnojiv či ochranných látek v blízkosti toku nebo při pastevním využívání břehů a pramenišť, zejména v obdobích nasyceného půdního profilu. Tyto rizikové plochy byly ve studii

vymezeny pomocí analýzy vzdálenosti hranic bloků orné půdy a pastvin (dle LPIS) od břehů vodních útvarů. Vliv nevhodného zornění příbřežních pásem vodních útvarů na jakost vody nebyl kvantifikován samostatně, ale tyto zóny byly zahrnuty do výpočtů smyvu půdy vodní erozí.

Z hlediska vodní eroze jsou pro znečištění vod nejvíce rizikové svahy orné půdy přiléhající k vodním útvarům. Transport půdních částic povrchovým odtokem je intenzivní zejména z dlouhých svažitých bloků orné půdy s nízkou odolností vůči působení eroze. Erozní ohroženost povodí byla po jednotlivých blocích zemědělské půdy stanovena pomocí aktualizované univerzální rovnice USLE [4] s faktorem erozní účinnosti deště $R = 40 \text{ MJ} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{cm} \cdot \text{h}^{-1}$, při čemž analýza proběhla v prostředí GIS na základě digitálního modelu terénu a vektorových vrstev hranic bloků zemědělské půdy (dle LPIS) a charakteristik půdního

Tabulka 1. Plošná bilance rizik zemědělského znečištění

Původ rizika (hodnotící kritérium)	Ohrožení	Hodnota kritéria	Podíl v ploše povodí (%)
Vodní eroze ($G \text{ v t}^{-1} \cdot \text{ha} \cdot \text{rok}^{-1}$)	Nevýznamné	0 – 4	32,2
	Slabé	4 – 8	10,3
	Střední	8 – 12	3,9
	Vysoké	12 – 24	2,8
	Velmi vysoké	Více než 24	0,6
Infiltrace (rychlost)	Vysoké	Vysoká	18,2
	Velmi vysoké	Velmi vysoká	1,7
Odvodnění (plocha v km^2)	Vysoké pro propust. půdy	81,1	7,0
Blízkost zem. půdy a břehů vodních útvarů (vzdálenost v m) Pozn. plocha zem. půdy podle výměry celých předmětných bloků ZPF.	Nevýznamné	< 100	11,0
	Slabé	50,1 – 100	5,5
	Střední	25,1 – 50	1,1
	Vysoké	5,1 – 25	2,1
	Velmi vysoké	≤ 5	5,8

Tabulka 2. Přehled variant opatření pro omezení plošného zemědělského znečištění

Varianta	Opatření pro omezení účinků vodní eroze	Opatření pro omezení vyplavování rizikových látek
1a	Vyloučení pěstování širokořádkových plodin na vybraných blocích (VENP)	VENP
1b	Ochranné agrotechnologie (setí do mulče či strniště) na blocích vybraných pro variantu 1a	Pěstování meziplodin na vybraných blocích (stejných jako var. 1a)
2a	Organizační a technická protierozní opatření (zatravnění, průlehy)	Zatravnění infiltračně zranitelných oblastí
2b	Organizační a technická protierozní opatření (zatravnění, průlehy)	Pěstování meziplodin v infiltračně zranitelných oblastech
3	Organizační a technická opatření (včetně zatravnění infiltračně zranitelných a příbřežních oblastí) doplněná VENP	Synergické působení protierozních opatření dle var. 3 a zatravnění infiltračně zranitelných oblastí
4	Protierozní zatravnění na vybraných blocích (stejných jako var. 1a), zatravnění infiltračně zranitelných a příbřežních oblastí	Protierozní zatravnění na vybraných blocích (stejných jako var. 1a), zatravnění infiltračně zranitelných a příbřežních oblastí

* = identifikovaných analýzou rizik

Tabulka 3. Potenciální účinnost opatření pro omezení plošného zemědělského znečištění

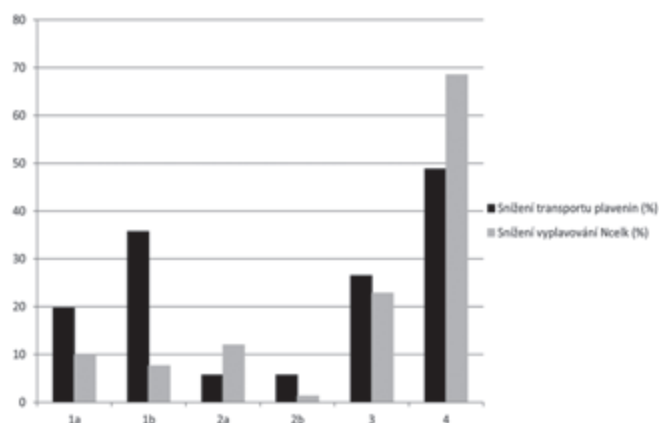
Varianta	Transport plavenin - stávající ($\text{t} \cdot \text{rok}^{-1}$)	Snížení transportu plavenin (%)	Vyplavování N_{celk} - stávající ($\text{t} \cdot \text{rok}^{-1}$)	Snížení vyplavování N_{celk} (%)
1a	48 930	19,7	1 015	9,9
1b		35,7		7,6
2a		5,7		12,0
2b		5,7		1,3
3		26,5		22,8
4		48,8		68,5

pokryvu podle bonitovaných půdně ekologických jednotek. Výpočty dlouhodobého průměrného smyvu půdy vodní erozí byly provedeny v plochách 122 dílčích povodí, s jejichž uzávěrovými profily pracoval výsledný jakostní model firmy Pöyry Environment a.s. [3]. Objem erozí smyté půdy, který potenciálně může být transportován až do vodního toku, byl stanoven s využitím poměru odnosu podle Robinsona [5]. Zatížení povrchových vod dusíkem a fosforem v důsledku vodní eroze bylo odhadnuto na základě znalosti objemu sedimentu a obsahu uvedených prvků v půdách podle vlastních rozborů a dat ÚKZÚZ, uvažován byl také tzv. poměr obohacení [4]. Účinnost protierozních opatření byla posuzována na základě potenciálního snížení průměrného dlouhodobého smyvu půdy oproti současnému stavu.

Mělké, písčité a skeletovité půdy se vyznačují nízkou retenční schopností a relativně vysokou rychlostí infiltrace vody z povrchu do nižších vrstev půdního profilu. Při tomto procesu, zejména pokud se tyto půdy využívají jako orné, dochází i k vyplavování a zrychlenému transportu především rozpustných látek, včetně dusíkatých. Ty pak mohou být snadno podpovrchovým nebo až podzemním odtokem transportovány do povrchových vod. Riziko kontaminace se zvyšuje, pokud se v infiltrační oblasti nachází zemědělské drenážní odvodnění, resp. jeho tzv. zdrojová oblast. Zranitelné půdy se zrychlenou infiltrací byly identifikovány na základě bonitovaných půdně ekologických jednotek, které Janglová, Kvítek a Novák [6] roztrídili do 5 relativních kategorií infiltrace. Vrstva zranitelných oblastí půdy z hlediska zrychlené infiltrace byla vypracována v GIS pomocí Syntetické mapy zranitelnosti podzemních vod [7] a byl vytvořen její průnik s mapovou vrstvou staveb zemědělského odvodnění, která byla převzata z databáze bývalé ZVHS. V důsledku zrychlené infiltrace jsou z půdního profilu do podpovrchových a následně povrchových vod vyplavovány zejména dusičnany [8]. Proto vyplavování dusíku a jeho teoretické změny vyvolané návrhy opatření byly počítány nejdříve pro dusičnanovou formu, která pak byla převáděna pro účely jakostního modelu na koncentrace a odnosy celkového dusíku. Účinnost každoročního pěstování meziplodin na zachycení půdního dusíku byla odvozena z prací Haberleho a Káše [9, 10], podle kterých odnosy $N-NO_3$ z orné půdy, kde se pěstují meziplodiny, jsou v průměru o 32 % nižší než z ploch bez meziplodin (ve srovnatelných půdních podmínkách). V případě vyloučení pěstování širokořádkových plodin jsou tyto odnosy nižší průměrně o 42 % [11, 12]. Celkové odnosy dusíku ze zemědělské půdy po návrhu opatření byly vypočteny jako vážený průměr odnosů z ploch s opatřeními a bez nich. Vliv zatravnění na změnu vyplavování dusíku byl počítán pomocí rovnice, odvozené na základě účelových měření v povodí Jihlavy [3].

Výsledky a diskuse

Na základě průniku vektorových vrstev reprezentujících jednotlivá dílčí rizika plošného zemědělského znečištění v povodí (tab. 1) byly metodou multikriteriální analýzy s využitím vah jednotlivých jevů identifikovány oblasti s vysokým rizikem vstupu dusíku a fosforu do povrchových vod ze zemědělské půdy na celkové ploše 64 km² (5,5 % z celkové plochy povodí) a do těchto lokalit byly následně zaměřeny návrhy opatření pro ochranu půdy a jakosti vod (tab. 2). Modelově vypočtená účinnost navržených opatření sumarizovaná za 122 dílčích povodí je uvedena v tabulce 3 a graficky znázorněna na obr. 2. Účinnost protierozních opatření je vyjádřena v procentuálním podílu snížení transportu erozních splavenin, omezení vstupu dusíku a fosforu oproti současnému stavu je tomuto podílu adekvátní.



Obrázek 2. Potenciální účinnost opatření pro omezení plošného zemědělského znečištění pro jednotlivé varianty opatření

Z výsledků vyplynulo, že v zemědělsky využívaných povodích následkem vodní plošné eroze potenciální dlouhodobá roční dotace celkového dusíku do povrchových vod dosahuje 1,4 kg.ha⁻¹, u fosforu až 2,9 kg.ha⁻¹. Pokud sečteme dotace ze všech 122 dílčích povodí, získáme pro orientaci roční sumu cca 170 t $P_{celk.}$ a 80 t $N_{celk.}$. Vzhledem k celkovému zatížení vody v Jihlavě těmito látkami a epizodnímu charakteru eroze jsou tyto vstupy velmi nízké [3]. Podle předpokladů [4] vychází vyšší hodnoty pro fosfor než dusík. Avšak Krása a kol. [13] upozorňují, že takzvaný erozní fosfor je transportován převážně v nerozpustné formě a vázán na částice sedimentu. Proto zpravidla není spouštěčem eutrofizačního procesu. Také Reynolds a Davies [14] potvrzují, že fosfor z orné půdy není ve vodách biologicky dostupný, ale rizikové zatížení vod může způsobit povrchový odtok z přehnojených půdních bloků. Přes specifika erozních procesů a jejich často pouze lokální vliv na kvalitu povrchových vod, nelze jejich dopady podceňovat. Při vodní erozi dochází k selektivnímu odnosu jemných půdních částic, které mají klíčový význam pro úrodnost půdy, její vlastnosti a jsou na ně vázány živiny. Při intenzivních anebo opakujících se srážko-odtokových událostech může dojít ke smytí celého svrchního humusového horizontu. Vodní eroze má tedy za následek degradaci fyzikálních, chemických a biologických vlastností půdy [4]. V podmínkách Českomoravské vrchoviny se v důsledku erozního smyvu zvyšuje skeletovitost půd, snižuje se její retenční potenciál a zhoršují se sorpční schopnosti. Půda je chudá na organickou hmotu, protože zemědělské podniky preferují často průmyslová hnojiva před statkovými a osevní postupy často nerespektují agronomická pravidla na udržení půdní úrodnosti. Celkově se na erozi poškozených půdách zvyšuje na jedné straně potřeba dotací živin hnojením a na druhé straně se zvyšuje rychlost infiltrace. Potenciálně se tak vytvářejí podmínky pro další akceleraci kontaminace povrchových vod vymýváním dusíku z půdního profilu [3].

Výzkumy sledující vyplavování N z orné půdy se zabývají možnostmi snižování hnojení, používání meziplodin či ozimů a změn agrotechniky a vzájemných kombinací těchto variant, za zachování výnosů plodin. Obecně je konstatována značná meziroční variabilita ve vyplavování N z půdy, způsobená zejména průběhem počasí (srážky, teplota a vlhkost půdy), obsahem akumulovaného N v půdě a intenzitou jeho mineralizace (např. [15]). Laurent a Ruelland [16] prováděli dlouhodobé modelové hodnocení různých variant osevních postupů a hnojení a zjistili, že nejnáchylnější k vyplavení N byly lehké půdy při pěstování kukuřice. Použití meziplodin (zejména oves), které byly aplikovány na 16 % plochy povodí, znamenaly průměrný

pokles NO_3 ve vodách okolo 11 – 15%. Výsledky uvedené v tabulce 3 s těmito poznatky korespondují.

Závěr

Omezení plošného zemědělského znečištění bylo v rámci projektu řešeno s ohledem na snížení vlivu vodní eroze a omezení vyplavování dusíku z infiltračně zranitelných oblastí zejména s napojením na zemědělské odvodnění. Obě tato hlediska v sobě vyváženě spojuje varianta 3 návrhu opatření. Tato varianta obsahuje cílené zatravnění erozně rizikových oblastí, technická protierozní opatření (průlehy), zatravnění infiltračně zranitelných oblastí a vyloučení pěstování širokořádkových plodin na ostatní ploše erozně silně ohrožených bloků orné půdy. Odhadovaná nákladovost této varianty je podle údajů ÚZEI cca 84 mil. Kč [3] na celé ploše povodí. Uvážíme-li, že při realizaci této varianty opatření dojde ke snížení dopadů vodní eroze na kvalitu povrchových vod o 26,5 % a zároveň snížení množství celkového vyplaveného dusíku o 22,8 %, pak můžeme podle našeho názoru efektivnost vynaložených nákladů považovat za dobrou. Nejvyšší účinnost vykazuje varianta 4, která však předpokládá zatravnění všech identifikovaných rizikových ploch a tím se stává obtížně realizovatelnou v praxi.

Opatření v krajině, která by měla snižovat vstupy polutantů z nebudových zdrojů do vodního prostředí, je nutné navrhovat a realizovat v komplexním multioborovém pojetí; tj. ve vazbě na jejich účinnost, realizovatelnost (faktickou i právní) a celkové ekonomické zhodnocení, vč. externalit. Opatření, která vyplynula ze studie, představují komplex dílčích opatření omezujících různé rizikové faktory v povodí vodní nádrže. Zemědělci zpravidla hospodaří s maximálním využitím dotačních titulů pro jednotlivé komodity, bohužel však často bez ohledu na hydrologické poměry lokality či blízkost a stav vodních útvarů. Vodní zdroje a jejich kvalita jsou tak z pohledu zemědělského hospodaření a používání různých přípravků včetně hnojiv velmi zranitelné. Přes veškeré dosud vyvinuté legislativní úsilí konstatujeme, že současná zemědělská ani vodohospodářská politika stále zatím dostatečně nezohledňuje aktuální potřeby ochrany půdy a vody v podmínkách ČR. Navíc účelová preference vybraných komodit se promítá v plošném pěstování těchto plodin, což způsobuje extrémní zátěž povrchových vod rizikovými látkami, zejména prostředky na ochranu rostlin a některými živinami. Je tedy nutné v plné míře využívat stávající nástroje zemědělské politiky, vyžadovat dodržování podmínek ochrany půdy a vody a rozvíjet a inovovat možnosti a zásady trvale udržitelného rozvoje venkova s ohledem na cíle ochrany přírody a krajiny.

Určitý prostor pro realizaci navržených opatření v povodí Jihlavy otvírají komplexní pozemkové úpravy, protože plány

společných zařízení mimo jiné řeší protierozní ochranu, vodohospodářské aspekty a požadavky ochrany životního prostředí v dotčených katastrálních územích. Se záměrem možného využití pozemkových úprav jako realizačního nástroje byly výsledky studie poskytnuty Kraji Vysočina a Státnímu pozemkovému úřadu.

Poděkování

Príspevek vznikl v návaznosti na projekt VÚMOP, v.v.i. č. 444/2400/2012-2013 a díky podpoře MZe ČR v rámci výzkumného záměru ústavu č. MZE0002704902.

Literatura

- [1] Zákon č. 254/2001 Sb. o vodách ve znění pozdějších předpisů
- [2] Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ze dne 23. října 2000, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky
- [3] RYŠAVÝ, S. a kol. *Jakostní model povodí Jihlavy nad VD Dalešice*. Brno : Pöyry Environment, a.s., 2013, 279 s.
- [4] JANEČEK, M. a kol. *Ochrana zemědělské půdy před erozí*. Metodika. Praha: Powerprint, s.r.o., 2012, 113 s.
- [5] ROBINSON, A.R. *Relationship between soil erosion and sediment delivery*. In Erosion and Solid Matter Transport in Inland Waters Symposium. IAHS – AISH Publication, 1977, No. 122, pp. 159-167.
- [6] JANGLOVÁ, R., KVÍTEK, T., NOVÁK, P. *Kategorizace infiltrační kapacity půd na základě geoinformatického zpracování dat půdních průzkumů*. Soil and Water, 2003, č. 2, s. 61-81.
- [7] KVÍTEK, T., NOVÁK, P., MICHLIČEK, E., SLAVÍK, J., FILLIPI, R. *Syntetická mapa zranitelnosti podzemních vod. Užité vzor 20352*. Praha: VÚMOP, v.v.i., Geotest Brno, a.s., 2009, UPV 6.
- [8] DOLEŽAL, F., VACEK, J., ZAVADIL, J. *Problems of potato growing and irrigation in highland regions of Czechia with regard to water resources protection*. In: Integrated Land and Water Resources Management: Towards Sustainable Rural Development. 21st European Regional Conference ICID, Frankfurt (Oder) and Šlubič, 15. – 19. 5. 2005. Proceedings on CD.
- [9] HABERLE, J., KÁŠ, M. *Význam trsníkových mezplodin z hlediska ztrát dusíku*. Úroda, 2007, 10, s. 42 – 43.
- [10] HABERLE, J., KÁŠ, M. *Simulation of nitrogen leaching and nitrate concentration in a long-term field experiment*. Journal of Central European Agriculture, 2012, 13(3), p. 416-425.
- [11] DUFFKOVÁ, R., MÜHLBACHOVÁ, G. *Vliv aplikace digestátu na produkci kukuřice*. Energie 21, 2015, 2, s. 22-24.
- [12] FUČÍK, P. a kol. *Nové metody kontinuálního sledování jakosti vody v malých povodích a výzkumu její geneze*. Periodická zpráva etapy výzkumného záměru VÚMOP, v.v.i. Praha : VÚMOP, v.v.i., 2012, 20 s.
- [13] KRÁSA, J. a kol. *Hodnocení ohroženosti vodních nádrží sedimentem a eutrofizací podmíněnou erozí zemědělské půdy*. Certifikovaná metodika. Praha : ČVUT v Praze, 2013, 55 s.
- [14] REYNOLDS, C.S., DAVIES, P.S. *Sources and bioavailability of phosphorus fractions in freshwaters: a British perspective*. Biological Reviews, 2001, 76(1), pp. 27-64.
- [15] KASPAR, T.C. et al. *Effectiveness of oat and rye cover crops in reducing nitrate losses in drainage water*. Agricultural Water Management, 2012, 110, pp. 25-33.
- [16] LAURENT, F., RUELLAND, D. *Assessing impacts of alternative land use and agricultural practices on nitrate pollution at the catchment scale*.

EROZE ZEMĚDĚLSKÉ PŮDY A JEJÍ VÝZNAM PRO ZANÁŠENÍ A EUTROFIZACI NÁDRŽÍ V ČESKÉ REPUBLICE

Josef Krása¹, Barbora Jáchymová¹, Miroslav Bauer¹, Tomáš Dostál¹, Pavel Rosendorf², Josef Hejzlar³, Jakub Borovec³, Michal Bečička¹

¹ Fakulta stavební, ČVUT v Praze, Katedra hydromeliorací a stavebního inženýrství, Praha

² Výzkumný ústav T. G. Masaryka, v.v.i., Praha

³ Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, České Budějovice

Abstrakt

V 58 povodích významných nádrží v ČR (s celkovou plochou cca 31 500 km²) bylo modelováno množství splavenin a erozního fosforu dlouhodobě vstupující do vodních toků a nádrží ze zemědělské půdy. Retence splavenin ve všech dílčích nádržích povodí byla posouzena na základě teoretické doby zdržení. Pro téměř deset tisíc menších nádrží byly objemy a průtoky dopočteny na základě analýz map a odvozeného specifického odtoku. Prostorová podrobnost řešení umožnila odhadnout význam konkrétních pozemků pro zanášení toků a sestavit mapy ročního zatížení jednotlivých úseků toků splaveninami. Byl odhadnut bilanční podíl rozpuštěného erozního fosforu v kontextu s ostatními zdroji.

Vysoké procento menších nádrží je sedimentem již zcela neúnosně zatíženo, pro řadu větších nádrží představuje sediment problém z hlediska bilance živin. Např. na území vltavské kaskády k profilu VN Slapy (12 965 km²) činí celkový erozní smyv 2,34 mil. tun ročně. Do toků zde vstupuje celkem 626 tis. tun a v nádržích vltavské kaskády se ročně ukládá 615 500 tun.

Klíčová slova: transport splavenin; zanášení nádrží; eutrofizace; vodní eroze; transport fosforu.

Abstract

In 58 large catchments of the Czech Republic (covering ca 35000 km²) the sediment transport processes were assessed. Amount of sediment flux into the streams and reservoirs from agricultural land was estimated. Sediment retention in all reservoirs was considered based on reservoirs' outflow. For thousands of small ponds the volumes and outflow had to be estimated based on reservoir areas and specific flow rates in catchments. The distributed approach allowed considering importance of particular agricultural fields for stream silting. The maps of annual sediment flow in all streams were derived.

The sediment fluxes cause serious problems not only concerning eutrophication. For example Vltava river watershed up to Slapy dam (12 965 km²) exports 2.34 million tons of sediment by water erosion annually. 626 thousand ton is exported into the streams, and 615 500 t is then deposited in the reservoirs.

Keywords: sediment transport; reservoirs' silting; eutrophication; soil erosion; phosphorus.

Úvod

První mapa ztráty půdy a transportu splavenin do vodních toků pro celé území ČR byla odvozena na pracovišti Katedry hydromeliorací a krajinného inženýrství Fakulty stavební ČVUT

v Praze v roce 2001 [1] jako součást projektu VaV/510/4/98, „Omezování plošného znečištění povrchových a podzemních vod v ČR“ [2]. Mapa byla vytvořena na podkladě modelu terénu založeného na vrstevnicové mapě DMÚ 25, mapě využití území na podkladě databáze CORINE a půdní charakteristiky byly převzaty z mapy KPP 1 : 200 000. Rastrová mapa ztráty půdy byla vytvořena s rozlišením 50 × 50 m, mapa transportu splavenin pak byla generována celistvým přístupem, kdy za jednotku bylo považováno povodí IV. řádu. Pro stanovení transportu byl využit empirický Williamsův postup [3], založený na odhadu poměru odnosu SDR.

V následujících letech byla uvedená mapa několikrát aktualizována tak, jak se dařilo získávat podrobnější podklady. Zároveň byla metodika vyvinutá při tvorbě uvedené mapy ztráty půdy a transportu splavenin aplikována na řadě pilotních studií. Aktualizovaná mapa ztráty půdy, opět dotažená do úrovně mapy transportu splavenin do vodních toků, byla odvozena v roce 2007 v rámci projektu COST 634 [4]. Aktualizace spočívala především ve využití nové vrstvy R-faktoru odvozené na pracovišti ČVUT v Praze a nového definování ploch zemědělských pozemků, na podkladě databáze farmářských bloků LPIS (registru zemědělské půdy ČR). Tato modifikace umožnila přechod na vyšší rozlišení mapy na 25 × 25 m. Informace o půdách zůstaly stejné jako u původní mapy (mapy KPP 1 : 200 000), protože lepší mapový podklad se pro výpočet v rozsahu celé ČR tehdy nepodařilo zajistit. Morfologie území byla odvozena ze stejného podkladu, tedy vrstevnicové mapy 1 : 25 000 (DMÚ 25), pro odvození rastrového DMT byly nicméně použity modernější interpolační algoritmy. Hodnoty faktoru ochranného vlivu vegetace C byly rovněž zásadním způsobem aktualizovány, a to na podkladě údajů databázi ČSÚ, které se podařilo pro řešení získat.

Na podkladě nové mapy z roku 2007 byl pak v roce 2008 na zakázku MZe ČR v rámci zpracování Plánů oblastí povodí [5] proveden výpočet erozního smyvu na zemědělské půdě v povodí definovaných cca 500 ohrožených vodních útvarů. Tato celorepubliková mapa erozní ohroženosti je rovněž zdarma k dispozici na internetu (národní geoportál Inspire) prostřednictvím služby WMS.

V roce 2009 dokončil své vývojové práce na mapě ztráty půdy v ČR i Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy (VÚMOP, v.v.i.) a publikoval v této chvíli zřejmě nejpreciznější mapový podklad, popisující ztrátu půdy na zemědělské půdě v ČR [6]. Mapa je vytvořena identickou metodikou USLE-GIS, oproti výše popisovaným verzím je však v současné době dokončena v rozlišení 5 × 5 m, na podkladě půdních map BPEJ v měřítku 1 : 5 000 a na podrobnějším digitálním modelu terénu.

Ve stejném roce (2009) byl Ministerstvem zemědělství ČR do registru zemědělské půdy LPIS integrován systém povinných standardů Dobrého zemědělského a environmentálního stavu (GAEC, nově DZES), kde se erozní mapa VÚMOP, v.v.i.

stala podkladem pro vymezení mírně a silně erozně ohrožených ploch, podléhajících zvýšené ochraně půdy na základě standardu GAEC 2 (web MZe, 2014). Vědecké týmy Katedry hydromeliiorací a krajinného inženýrství Fakulty stavební ČVUT a VÚMOP, v.v.i. na dalším vývoji tohoto mapového produktu nadále spolupracují.

Dalším významným pokrokem v posuzování významu erozního smyvu na zemědělské půdě v ČR bylo spuštění portálu Monitoringu eroze zemědělské půdy v ČR. Monitoring eroze zemědělských půd zajišťuje Státní pozemkový úřad (SPÚ) v součinnosti s dalšími organizacemi a orgány státní správy a samosprávy a orgány ochrany ZPF. Pověření pracovníci Státního pozemkového úřadu (SPÚ) zajišťují na celém území ČR podle své působnosti záznam nahlášených událostí do databáze webového portálu monitoring, sběr základních popisných informací o monitorovaných událostech s cílem popsat vznik události a okolnosti jejich vzniku. Tuto službu inicioval VÚMOP, v.v.i., který spravuje i samotný geoportál. Výstupy databáze jsou veřejně přístupné, cílem publikace služby je poskytnutí informací o zaznamenaných erozních událostech široké laické i odborné veřejnosti. K plně distributivnímu přístupu výpočtu transportu sedimentu do vodních toků a nádrží bylo možno přistoupit až v rámci projektu QI102A265 (Určení podílu erozního fosforu na eutrofizaci ohrožených útvarů stojatých povrchových vod) v letech 2010 - 2013. Pro řešení byl využit model WATEM/SEDEM a publikované výsledky jsou první skutečně velkoplošnou aplikací velmi podrobného modelu v rámci ČR. Na ploše více než třetiny území ČR (cca 31 500 km²) byl vypočten nejen erozní smyv a transport sedimentu do toků, ale rovněž jeho postupný transport říční sítí, zachycení sedimentu ve všech dílčích nádržích daných povodí (včetně jednotlivých rybníků a malých vodních nádrží). Stejně charakteristiky byly vypočteny i pro celkový erozní fosfor.

V rámci projektu bezpečnostního výzkumu ministerstva vnitra VG 20122015092 (Erozní smyv – zvýšené riziko ohrožení obyvatel a jakosti vody v souvislosti s očekávanou změnou klimatu) byl model WATEM/SEDEM aplikován na celém území České republiky pro určení transportního potenciálu území při definování kritických bodů, kde dochází k vnikání sedimentu do urbanizovaných území, chráněných území a ohrožených vodních nádrží. Dílčím výstupem tohoto řešení je získání hodnot celkového erozního smyvu a celkového transportu splavenin mimo plochy zemědělské půdy na celém území ČR a to na nejpodrobnějších dostupných podkladech (BPEJ, ZABAGED, LPIS, nově odvozený plošně distribuovaný R-faktor).

Výsledky modelování (viz níže) jsou alarmující. Možná opatření jsou popsána například v certifikované metodice „Hodnocení ohroženosti vodních nádrží sedimentem a eutrofizací podmiňenou erozí zemědělské půdy“ [7].

Data a metody

WATEM/SEDEM je empirický distributivní model erozních a transportních procesů. Model byl odvozen v Belgii a je volně dostupný ke stažení (<http://geo.kuleuven.be/geography/modelling/>) včetně manuálu. Podrobný popis modelu a popis všech parametrů, vstupů i výstupů uvádí pro české prostředí například Krása [8]. Hlavní výhody daného modelu jsou:

- Plně automatizovaný výpočet včetně transportu říční sítí a zachycení v nádržích (při adekvátní přípravě vstupů).
- Výstupní tabulka hodnot eroze, transportu i sedimentace pro celé povodí.
- Výstupní tabulka hodnot zanášení každé dílčí nádrže v povodí.

- Výstupní tabulka hodnot vstupu sedimentu z přilehlých pozemků do každého zahrnutého úseku říční sítě.
- Podrobné mapové výstupy eroze i sedimentace v povodí.
- Snadné testování scénářů hospodaření v povodí a dopadu variant na odnos půdy a zanášení toků.

Výstupní tabulky modelu WATEM/SEDEM je možno přiřadit zpět vektorové vrstvě vodních toků a nádrží a prezentovat transport splavenin v tocích formou mapového výstupu. Tento postup byl využit při tvorbě atlasu transportu splavenin a fosforu v řešených povodích.

Uvedené řešení předpokládá získání veškerých polohopisných údajů v maximální možné podrobnosti, má-li být konektivita drah povrchového odtoku reprezentována alespoň částečně věrohodně a mají-li být ve schématu všechny drobné toky i nádrže v povodích. Erodovatelné pozemky (včetně trvalých travních porostů) byly převzaty z registru zemědělské půdy LPIS a databáze ZABAGED. DMT pro stanovení odtokových drah byl adaptován ze stereoskopicky pořízeného modelu GEODIS DTM v rozlišení 10 m. Toto rozlišení bylo převzato jako bazální pro celé modelování transportu splavenin i fosforu.

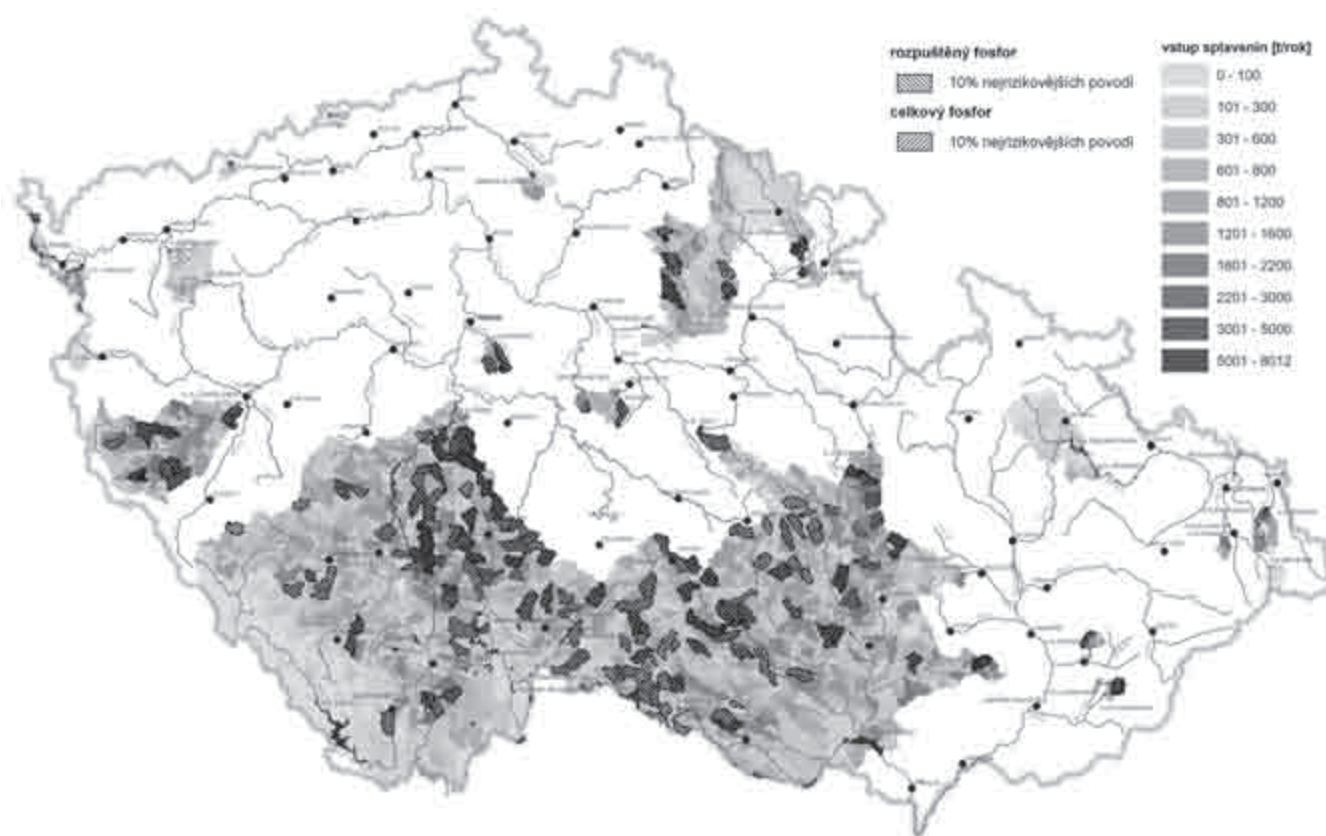
Vodní toky byly převzaty z vrstvy „A02 – vodní tok (jemné úseky)“ databáze DIBAVOD, nicméně její adaptace pro zajištění funkční topologie s vyloučením obtokových a slepých ramen, různých převodů a přivaděčů, ošetření minimální délky úseků, aby nevypadly ze systému při převodu do desetimetrového rozlišení rastru, polohopisné navázání na nádrže, to vše byly náročné geoinformační a programovací úlohy. V jednotlivých povodích se jednalo o tisíce až desítky tisíc úseků, k nimž byly posléze namodelovány hodnoty transportu splavenin i fosforu.

Pro určení poměru zachycení (TE) v nádržích je třeba znát jejich objem a dlouhodobý průtok, neboť TE je závislý na teoretické době zdržení [9]. Cílem bylo zahrnout do schématu všechny mapované nádrže identifikované jako průtočné. Databáze nádrží DIBAVOD nicméně disponuje v ČR více než 70 tisíci objekty, přičemž odhadovaný počet nádrží v ČR se pohybuje cca do 30 tisíc. Kromě pojmenovaných nádrží byly proto v celorepublikové databázi ponechány pouze objekty s plochou přesahující 0,25 ha. K nim byly přiřazeny hodnoty objemů a průměrných průtoků ze všech dosažitelných databází, přičemž u objemu se jedná pouze o zlomek celkového počtu (cca 3 000 z 20 477), u průtoku ještě řádově méně. Zbylé objemy byly dopočteny dle ploch a charakteristických lokalit, průtoky potom na základě celorepublikové odvozené mapy ročního specifického odtoku (podle známých údajů z literatury a hlášených profilů ČHMÚ). Mapa specifického odtoku je dalším samostatným geoinformačním výstupem řešení, který bylo nutno realizovat samostatným výzkumem po zjištění, že nejsou dostupné ani dlouhodobé průtoky v nádržích ani úsekový model průtoků v tocích ani výše uvedená mapa.

Po kombinaci všech výše získaných nebo vytvořených zdrojů dat byl namodelován dlouhodobý (roční průměrný) transport splavenin až do řešených vodních útvarů. Na základě mapy celkového fosforu v půdách a poměru obohacení [10] byl určen obsah erodovaného fosforu a model WATEM/SEDEM byl adaptován tak, aby bylo možno modelovat přímo transport celkového fosforu v povodí [11].

Výsledky

Dosavadní odhady dle zjednodušené metody USLE indikovaly dlouhodobou ztrátu půdy (tj. remobilizaci v rámci pozemků, nikoli odnos) na zemědělské půdě na celém území ČR v úrovni cca 20 mil. tun zeminy ročně. Dle posledních výpočtů modelem WATEM/SEDEM činí celkový smyv vodní erozí na zemědělské půdě a lesních pozemcích až 33,4 mil. tun ročně. Z tohoto



Obrázek 1. Plocha povodí podrobně řešená z hlediska transportu sedimentu a erozního fosforu do vodních nádrží a porovnání ohroženosti a významu jednotlivých povodí IV. řádu č.h.p.

množství je až 9,2 mil. tun transportováno mimo plochy zemědělské půdy. V rámci celé ČR lze vstup splavenin do vodních toků odhadnout na 3,2 až 5,4 mil. tun ročně [12].

Na podrobně řešeném území z hlediska transportu splavenin a fosforu říční síť (obrázek 1) činí celkový smyv vodní erozí na ZPF 7,91 mil tun ročně a do vodních toků vstupuje 1,71 mil. tun splavenin (a 1297 tun fosforu) původem z erozních procesů na zemědělské půdě. Z tohoto množství je 0,61 mil. tun zachyceno v menších nádržích v povodí a 1,10 mil. tun se dostává do významných 58 cílových nádrží. Z tohoto množství je v nádržích zachyceno celkem 70 %, což představuje 766 000 tun (638 000 m³) sedimentu, který je v daných 58 nádržích ročně akumulován.

Retenční schopnost rozsáhlých vodohospodářských soustav je samozřejmě ještě výrazně větší. Ve všech nádržích je ve výsledku uložen téměř veškerý sediment, který je do nich erozně transportními procesy vnesen. Např. na území vltavské kaskády k profilu VN Slapy (12 965 km²) činí celkový erozní smyv 2,34 mil. tun ročně. Do toků zde vstupuje celkem 626 tis. tun, do nádrže Slapy pak již pouze 58 tis. tun a dále tokem je transportováno cca 10 500 tun ročně. Celkový retenční účinek vltavské kaskády a nádrží v jejím povodí je tedy 98,32 %. Z 626 tis. tun vstupujících do toků jich ročně zůstává v nádržích vltavské kaskády trvale uloženo 615 500.

Pokud bychom měli sumarizovat přesněji určené hodnoty transportu do toků za celé podrobné modelové území (obrázek 1), dojdeme k číslům uvedeným v následující tabulce (tabulka 1).

Výsledky pro podrobně modelovaná území jsou detailně prezentovány ve vycházející knize [12]. Mapy transportu splavenin v připojeném atlasu [13] poskytují informace o ročním průměrném množství splavenin transportovaném každým úsekem toku (evidovaným jako samostatný úsek dle DIBAVOD) včetně zohlednění zachycení splavenin všemi průtočnými nádržemi povodí. Z analýzy nejvíce zatížených úseků toků splaveninami lze vyvodit, ve kterých částech povodí a na kterých úsecích toků je třeba navrhovat kompenzační ochranná opatření, aby bylo možno poškození toků a nádrží předejít, a jak významné bude zlepšení pro jednotlivé nádrže v případě sanace konkrétních lokalit povodí.

Závěr

Jednou z významných nejistot, která může ovlivnit kvalitu a věrohodnost prezentovaných výsledků v hodnocených povodích, je kvalita vstupních podkladů. Pokud bychom data vstupující do erozního modelování řadili dle podrobnosti a věrohodnosti, největší nejistota panuje ve skutečném dlouhodobém

Tabulka 1. Rychlost zanášení toků a nádrží v řešených povodích (cca třetina území ČR)

Povodí	plocha povodí [km ²]	celkový transport splavenin do toků [t.rok ⁻¹]	specifický transport [t.ha ⁻¹ .rok ⁻¹]
Nové Mlýny III	11 867	726 146	0.61
Slapy	12 965	830 694	0.64
Ostatní jednotlivá povodí	6 640	351 321	0.53
Celkem	31 471	1 908 161	0.61

erozním účinku srážek v daných povodích. Kontinuální modelování pro reálné srážkové řady však v uvedeném měřítku není možné. S rostoucí délkou posuzovaného časového úseku (např. dobou provozu nádrže) se vliv této nepřesnosti a nespolehlivosti snižuje. Dále je značně zjednodušený postup určení ochranného účinku vegetace, který nevychází ze znalostí mnohaletých reálných osevních postupů na řešených pozemcích, ale pouze ze statistických hodnot pro jednotlivé okresy. Tento postup byl nicméně na řadě studií verifikován a vede k použitelnému odhadu průměrného transportu. Nejistota je i v celkovém obsahu fosforu v půdách.

Morfologické a polohopisné podklady jsou v uvedeném měřítku dosud nejpodrobnější dostupné v ČR. Samotné modelování přináší řadu zjednodušení, z hlediska míry nejistoty jsou poměrně vysoce přesně stanoveny skutečné erozní ohrožené plochy a také plochy nejvíce přispívající jednotlivým úsekům toků. Celkové poměry odnosu splavenin (SDR) z povodí jsou tedy poměrně věrohodná čísla.

Absolutní míra smyvu a transportu je však modely neodhadnutelná. Proto se z hlediska absolutních hodnot množství smyvu i transportovaného fosforu od vypočteného v jednotlivých povodích jistě liší.

Při verifikacích je obtížné vycházet pouze z dat pravidelného monitoringu, neboť ten svou frekvencí ve většině povodí nepokrývá všechny zvýšené povodňové průtoky, přičemž erozní fosfor se dle dostupných měření dostává do toků ve své většině pouze při několika extrémních událostech ročně.

Rovněž se může lišit množství splavenin na vstupu do toků vlivem technických překážek odtoku, staveb infrastruktury. V této studii se využité modelování snaží distributivně postihnout všechny významné prvky v povodích, nicméně manuální editace profilů prostupných pro splaveniny – (např. funkčnosti propustků pod cestami) není v uvedeném měřítku řešení možná.

Poděkování

Výsledky byly pořízeny v rámci NAZV QI102A265 a projektu BV VG 20122015092 „Erozní smyv – zvýšené riziko ohrožení

obyvatel a jakosti vody v souvislosti s očekávanou změnou klimatu“ a metodika řešení je aktualizována s podporou projektu QJ330118 s názvem „Monitoring erozního poškození půd a projevu eroze pomocí metod DPZ“.

Literatura

- [1] DOSTÁL T. - KRÁSA J. - VÁŠKA J. - VRÁNA K.: *Mapa erozní ohroženosti půd a transportu sedimentu v České republice*. Dílčí zpráva projektu VAV/510/4/98 za rok 2001, koordinátor VÚV TGM Praha. FSv ČVUT v Praze. 2001
- [2] ROSENDORF P. et al.: *Omezování plošného znečištění povrchových a podzemních vod v ČR*. Závěrečná zpráva projektu VAV/510/4/98. VÚV TGM v.v.i. Praha. 2002
- [3] WILLIAMS J. R.: *Sediment delivery ratio determined with sediment and runoff models*, 1977, in: JANEČEK a kol., 1992.
- [4] DOSTÁL T. et al.: *Metody a způsoby predikce povrchového odtoku, erozních a transportních procesů v krajině*. Závěrečná zpráva projektu COST 634, FSv ČVUT v Praze. 2007
- [5] KRÁSA J. - DOSTÁL T. - VRÁNA K.: *Erozní mapa ČR a její využití*. Vodní hospodářství. 2010. Roč. 2010, č. 2, s. 28-31. ISSN 1211-0760.
- [6] NOVOTNÝ I. et al.: *Potenciální ohroženost zemědělské půdy vodní erozí - vyjádřená dlouhodobým průměrným smyvem půdy*. Mapa dostupná z [www: <http://ms.sowac-gis.cz/mapserv/dhtml_eroze/>](http://ms.sowac-gis.cz/mapserv/dhtml_eroze/). VÚMOP v.v.i. 2010
- [7] KRÁSA J. et al.: *Metodika hodnocení ohroženosti vodních nádrží eutrofizací způsobenou přísunem erozního fosforu*, certifikovaná metodika; ČVUT v Praze a MZe ČR, 2013, ISBN 978-80-01-05428-4
- [8] KRÁSA J.: *Hodnocení erozních procesů ve velkých povodích za podpory gis*. Doktorská dizertační práce. FSv ČVUT v Praze. 2004
- [9] DENDY, F.E., AND W.A. CHAMPION. *Sediment Deposition in U.S. Reservoirs*. MP-1362. U.S. Dept. Agr., Agr. Res. Serv., 1978.
- [10] SHARPLEY A. N.: *Dependence of runoff phosphorus on extractable soil phosphorus*. J. Environ. Qual., 1995, 24, 920-926.
- [11] KRÁSA J. ET AL. – *Určení podílu erozního fosforu na eutrofizaci ohrožených útvarů stojatých povrchových vod*; dílčí zpráva projektu NAZV č. QI102265 za rok 2010; FSv ČVUT v Praze, 2010.
- [12] KRÁSA J. et al.: *Eroze zemědělské půdy a její význam pro zanášení a eutrofizaci nádrží v České republice*, odborná kniha, ČVUT v Praze, Fakulta stavební, 2015, ISBN 978-80-01-05451-2
- [13] KRÁSA J. et al.: *Atlas transportu splavenin a erozního fosforu na území České republiky v povodích nádrží ohrožených eutrofizací*, ČVUT v Praze, Fakulta stavební, druhé vydání, 2014, ISBN 978-80-01-05635-6

IN-STREAM PHOSPHOROUS RETENTION AND SEDIMENTARY PHOSPHOROUS RELEASE IN AGRICULTURAL HEADWATER STREAMS

Gabriele Weigelhofer

WasserCluster Lunz, Dr. Carl Kupelwieser Promenade 5, Lunz am See, A-3293, Austria

Abstract

We investigated the capacity of agricultural streams for in-stream P retention and studied the role of P loaded sediments in the uptake and release of P. Agricultural streams showed a low capacity of P retention, exhibiting in-situ P uptake lengths of several kilometers. The amounts of desorbed P amounted to 8 mg P kg^{-1} sediment over the 24 h. Release rates depended on the type of stream sediments and the $\text{PO}_4\text{-P}$ concentrations in the water. At low concentrations, all sediments showed a release of P from the sediments into the water.

Keywords: in-stream P retention; P adsorption; P desorption; agricultural streams.

1 Introduction

The north-eastern part of Austria, known as the Weinviertel, is one of the most productive agricultural regions of the country. In order to drain the former marshland, large-scale stream channelization was performed in the 18th and 19th century, substantially degrading the morphology of a large number of headwater streams. In addition, the intensive cultivation of crops and wine, together with the high erosion potential of the fertile soils, have severely impaired the water and sediment quality and deteriorated the ecological state of the streams (Weigelhofer et al. 2011 a, b).

Between 2009 to 2014, we investigated the effects of phosphorous loading on the capacity of headwater streams for in-stream phosphorous retention. In specific, we studied the in-stream phosphorous uptake via short-term nutrient additions experiments in channelized and near-natural headwater streams along a gradient of phosphorous concentrations. We hypothesized that increasing phosphorous concentrations would lead to saturation of benthic processes, thereby reducing the phosphorous retention capacity of the streams. In addition, we studied the role of phosphorous loading of sediments in the release or uptake of phosphorous via adsorption and desorption experiments in the laboratory. We hypothesized that streams with high phosphorous concentrations in the water column will show high release rates due to the sediments functioning as internal P source.

2 Methods

2.1 Study sites

In total, we investigated about 15 different headwater streams in the Weinviertel between 2009 and 2014. The study streams were similar in discharge, with $0.5 - 15 \text{ L sec}^{-1}$ at low water level.

Streams presented three different morphological types:

- Type 1 (forested streams) was characterized by a meandering

heterogeneous stream course and a riparian forest on both banks.

- Type 2 (meadow streams) was characterized by a meandering heterogeneous streams course, herbaceous plants on the banks, and aquatic macrophytes in the channel.
- Type 3 (channelized streams) was characterized by a straightened homogeneous stream course, herbaceous plants on the banks, but no aquatic macrophytes in the channel.

2.2 Study design

At each study stream, we performed 3-5 short term nutrient addition experiments between spring and autumn. Short term nutrient addition experiments were performed with sodium dihydrogen phosphate ($\text{Na}(\text{H}_2\text{PO}_4) \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) and sodium chloride (NaCl) as conservative tracer according to the protocol of the Stream Solute Workshop (1990) (Weigelhofer et al. 2013). In short, nutrients and sodium chloride were injected simultaneously into each of the 500 m long study reaches for 2-3 hours. We recorded conductivity with an electrical conductivity meter (Hach Lange HQ40d) at the end of each reach to measure changes in relative salt concentration with time. After salt concentrations reached plateau conditions, we took water samples along a longitudinal transect every 20 m downstream of the injection point. Target nutrient concentrations during the injections were 2 - 4 times the background concentrations. Filtered water samples were analyzed for P-PO_4 concentrations using standard colorimetric methods within 48 hours after sampling (APHA 1998). Phosphorous uptake parameters (uptake length, uptake rate, and mass transfer coefficient) were calculated from the longitudinal decline of nutrient concentrations during plateau conditions after correction against chloride via a first order uptake regression curve, following the protocol of the Stream Solute Workshop (1990). Phosphorous uptake lengths represent average transport distances for phosphorous before it is taken up. The mass transfer coefficient describes the vertical velocity at which nutrients move from water column to the benthic compartment.

At each sampling date and site, we measured channel morphology at 5 - 10 cross-sectional profiles, including water velocity, water depth, channel width, and bankful width. Furthermore, we took 9 - 25 samples of the upper 10 cm sediment layer at each study reach and analyzed them as to grain size distribution, organic matter content, and phosphorous concentrations (P_{tot} , P_{inorg} , P_{org} , SRP).

In addition, we estimated sedimentary phosphorous uptake and release under controlled conditions in the lab. In order to determine the adsorption or desorption capacity of the stream sediments, 10 g of fresh sediments were incubated in 50 mL water with different $\text{PO}_4\text{-P}$ concentrations (0, 15, 50, 120, and $250 \mu\text{g L}^{-1}$) under continuous shaking over 24 h hours in the dark. The amount of desorbed or adsorbed P was calculated as the difference in the $\text{PO}_4\text{-P}$ concentrations in the water column between start and end of the experiments per Kilogram sediment. In order to estimate benthic release or uptake rates, we took

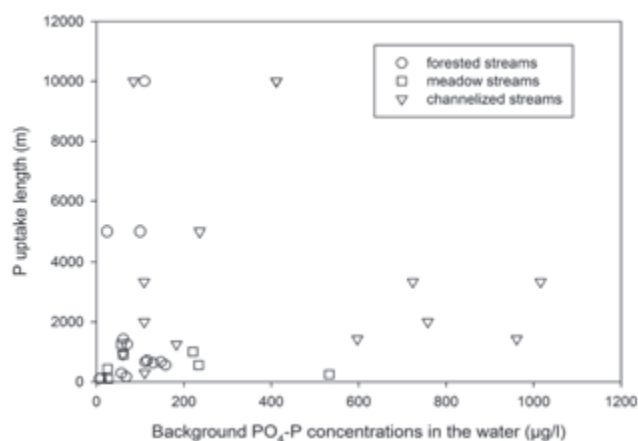


Figure 1. Phosphorous uptake lengths versus in-stream $\text{PO}_4\text{-P}$ background concentrations for forested streams, meadow streams and channelized streams

samples of the sediment surface (upper 1 cm) and transported them to the lab without disrupting the sediment structure. There we exposed the samples in water with different $\text{PO}_4\text{-P}$ concentrations ($0 \mu\text{g L}^{-1}$, $250 \mu\text{g L}^{-1}$, $500 \mu\text{g L}^{-1}$) under oxic conditions and gentle shaking at 25°C in the dark. After 8, 16, 24, 36 and 48 h, the overlying water was analyzed for changes in $\text{PO}_4\text{-P}$ concentrations. Release or uptake rates were calculated as $\text{mg PO}_4\text{-P/m}^2 \cdot \text{h}$.

3 Results

3.1 In-stream phosphorous retention

The average $\text{PO}_4\text{-P}$ background concentrations in the water were between 150 and 200 mg L^{-1} , with maxima of up to $1,000 \mu\text{g L}^{-1}$ (Fig. 1). Especially channelized streams showed high phosphate concentrations in the water column.

Sediments consisted mainly of sand and silt, with high organic matter contents and low oxygen concentrations. Total phosphorous amounted for up to $1,500 \mu\text{g PO}_4\text{-P g}^{-1} \text{ DW}$ at channelized streams and $850\text{--}1,050 \mu\text{g PO}_4\text{-P g}^{-1} \text{ DW}$ at the others (Teufel et al. 2012). Proportions of P_{org} ranged between

38 % and 53 %. P-PO_4 concentrations in the sediments were low at all sites and ranged from 1.8 to $3.7 \mu\text{g PO}_4\text{-P g}^{-1} \text{ DW}$.

In general, the uptake capacity of the study streams was low, showing uptake lengths of several kilometers (Fig. 1). We did not find any significant differences between the different stream types (Weigelhofer et al. 2011a, b). Average in-situ uptake rates amounted to approx. $5 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}$.

3.2 P adsorption and release in laboratory experiments

The adsorption/desorption experiments revealed a high capacity of the stream sediments for P desorption when the sediment structure is disrupted. Up to concentrations of $250 \mu\text{g PO}_4\text{-P L}^{-1}$ in the water column, sediments released an average of 8 mg P kg^{-1} sediment over the 24 h duration of the experiments (Fig. 2). The end concentrations in the water column after 24 h were about $1,000 \mu\text{g PO}_4\text{-P L}^{-1}$.

The benthic uptake and release experiments with the undisturbed surface layer showed distinct differences among the different stream types. Sediments from forested streams and meadow streams showed a P release at low $\text{PO}_4\text{-P}$ concentrations in the water ($0 \mu\text{g L}^{-1}$) and a P uptake at high concentrations (250 and $500 \mu\text{g L}^{-1}$). P release rates amounted to $0.4 \text{ mg P m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ during the first 8 h and were thus smaller than in-situ uptake rates. The equilibrium concentrations after 24 h were similar to the in-situ $\text{PO}_4\text{-P}$ concentrations.

In contrast, organic rich sediments of channelized streams showed a constant release of P independent of the $\text{PO}_4\text{-P}$ concentrations in the water column. Release rates ranged between 0.5 and $1 \text{ mg P m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Even after 48 h of incubation, no equilibrium was reached in the overlying water column.

4 Conclusions

Excessive fertilization and soil erosion is a problem for the ecological state of agricultural streams as P loaded soil particles may accumulate in the channel and become a source of internal eutrophication. This is especially critical in small streams where the discharge is not high enough to flush soil particles out of the channel.

The capacity for P release of organic rich, P loaded sediments is high and may even exceed the adsorption or uptake capacity. Release may occur due to diffusion (P gradient from

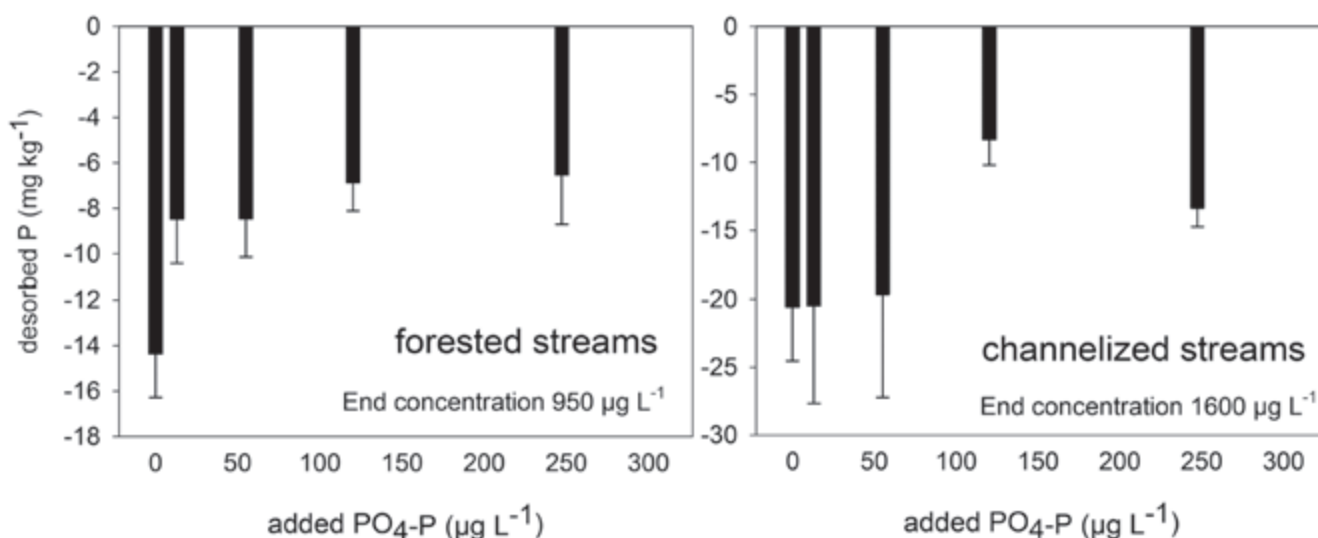


Figure 2: Amounts of desorbed P at different $\text{PO}_4\text{-P}$ concentrations in the overlying water column after 24 h shaking of stream sediments in the dark

water to sediment) or after disturbance (e.g. re-mobilisation of sediments in the course of a flood event).

Thus, P saturation of stream ecosystems is not a function of the P concentrations in the water column, but rather a function of the P concentrations in the sediments. P saturation results in a dramatic reduction of the in-stream P retention capacity of the streams, turning stream ecosystems into mere transport systems.

In order to mitigate P loads in streams, diffuse P inputs from the terrestrial surroundings, especially in form of eroded soil particles, has to be reduced by extensive riparian buffer strips.

Acknowledgments

This study was funded by the Federal Ministry of Science, Research, and Economy as well as by the European Regional Development Fund (European-Territorial-Cooperation Austria-Czech Republic 2007-2013), the Government of Lower Austria and the Austrian Ministry of Environment.

References

- [1] APHA (1998) "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater", 20th edition, American Public Health Association, Washington DC.
- [2] Stream Solute Workshop (1990) "Concepts and methods for assessing solute dynamics in stream ecosystems", J. N. Am. Benthol. Soc., 9, pp 95–119.
- [3] Teufel, B., G. Weigelhofer, J. Fuchsberger & T. Hein (2013) Effects of hydromorphology and riparian vegetation on the sediment quality of agricultural low-order streams: consequences for stream restoration. *Environmental Science and Pollution Research* 20 (3):1781-93. doi: 10.1007/s11356-012-1135-2.
- [4] Weigelhofer G., Fuchsberger J., Teufel B., Welti N., Hein T. (2011a) "Effects of riparian forest buffers on in-stream nutrient retention in agricultural catchments", *J. Environ. Qual.*, 40, pp 1-7.
- [5] Weigelhofer G., Fuchsberger J., Teufel B., Kreuzinger N., Muhar S., Preis S., Schilling K., and Hein T. (2011b) „Einfluss der Hydromorphologie auf den Nährstoffrückhalt in Weinviertler Bächen – Schlussfolgerungen für das Gewässermanagement“, *Wasser- und Abwasserwirtschaft*, 9/10, pp 2-8.
- [6] Weigelhofer G, Welti N, & Hein T (2013) Limitations of stream restoration for nitrogen retention in agricultural headwater streams. *Ecol. Eng.* 60: 224-234.

RYBNIČNÍ SEDIMENT – NOVÝ POHLED NA RECYKLACI ŽIVIN V ZEMĚDĚLSKÉ KRAJINĚ

**Jan Potužák^{1,2}, Jindřich Duras³, Lenka Kröpfelová⁴, Jana Šulcová⁴, Iva Chmelová⁴,
Zdeňka Benedová⁴, Tomáš Svoboda⁵, Ondřej Novotný⁵**

¹Povodí Vltavy, státní podnik, Emila Pittera 1, 370 01 České Budějovice, jan.potuzak@pvl.cz

²Botanický ústav AV ČR, v.v.i., Oddělení vegetační ekologie, Lidická 25/27, 602 00 Brno

³Povodí Vltavy, státní podnik, Denisovo nábřeží 14, 304 20 Plzeň

⁴ENKI, o.p.s., Dukelská 145, 379 01 Třeboň

⁵Plosab s.r.o. Dukelská 145, 379 82 Třeboň

Abstrakt

Česká republika disponuje obrovským bohatstvím rybníků, v kterých je přirozeně skryt velký potenciál zachycovat živiny (zejména pak fosfor). Klíčovou roli zde hraje rybníční sediment. Současná nadměrná eroze na zemědělských pozemcích spojená například s pěstováním širokořádkových plodin, s nevhodnou agrotechnikou či vlastnostmi pozemků způsobuje snižování půdní úrodnosti. Proto je dle našeho názoru důležité zaměřit se více na možnosti navrátit živinami často bohatě zásobený rybníční sediment zpátky na pole a přispět tak k jejich opětovnému zúrodnění. V tomto příspěvku bude diskutována problematika týkající se použití rybníčních sedimentů na zemědělskou půdu, jakožto účinného nástroje pro zlepšení její úrodnosti. Tento postup má potenciál přispět také k udržitelnosti hospodaření s fosforem, jenž se stává nedostatkovým prvkem. Současně budou představeny první výsledky modelové studie ukazující možný technologický postup recyklace živin z rybníčních sedimentů, který využívá sacího bagru, integrované stanice pro dávkování flokulantu a geotextilních vaků pro lokální aplikaci sedimentu v mikropovodí.

Klíčová slova: rybníky; sediment; recyklace fosforu; pole; eroze.

Abstract

Fishponds naturally have a high retention potential for nutrients esp. phosphorus. Fishpond sediment plays a crucial role. Current areal rape and corn growing together with unsuitable agricultural management and characteristic of field structure highly increase erosion of agricultural land. This situation results in high loss of soil particles rich in nutrients and decrease of soil organic matter as well as general soil fertility. It is therefore important to focus on possibilities to return nutrient rich fishpond sediment back in the field and refresh nutrient cycle in the landscape. New approach of nutrient recycling and effective landscape management will be discussed also in relation to long term phosphorus sustainability in times when this nutrient becomes more and more deficient. Simultaneously, first results of trial study of possible technological process of nutrient recycling from the fishpond sediment using suction dredger and geotextile bags will be presented.

Keywords: fishponds; sediment; phosphorus recycling; field; erosion.

Úvod

Velká část našich řek a nádrží trpí vysokou mírou eutrofizace. Hlavním činitelem je v tomto případě fosfor. Ten se do našich povrchových vod dostává zejména z bodových (komunálních), méně pak z plošných či difúzních zdrojů, případně z rybářského hospodaření. Z tohoto pohledu si tedy neumíme představit, že bychom v budoucnu měli čelit nějakému nedostatku fosforu. Situace je ale vážnější, než se ve skutečnosti zdá. To, k čemu se v budoucnu schyluje, je nedostatek fosfátových rud, tedy fosforu, který je využíván zejména pro výrobu hnojiv nutných pro zemědělskou produkci. Tento fakt přiměl dokonce Evropskou Unii k zařazení fosforu na seznam 20 kriticky nedostatkových materiálů, které mohou v budoucnu omezit či dokonce zastavit její ekonomický růst [1]. Hlavní riziko spočívá také v tom, že většina celosvětových zásob fosfátových rud je lokalizována v rizikových oblastech, jakými je např. Maroko (75% světové produkce), Alžír (5%) a Sýrie (5%) [2]. V rámci Evropy jsou jediné doly na fosfátové rudy ve Finsku a Evropa je tak z 92% závislá na importu [1].

Řada anorganických i organických zdrojů fosforu může být použita jako hnojivo. Mezi ně lze zařadit zdroje, které znovu využívají organický fosfor z výrobního a spotřebního řetězce jakým je například kejda, zbytky potravin a zemědělských plodin, odpadní vody či lidské fekálie, a přírodní zdroje, kterými jsou zejména mořské a sladkovodní rasy a fosfátové rudy [3].

Proto, abychom se v budoucnu vyvarovali fosfátové krize, je nutné zabývat se tématem, jak se naučit s fosforem lépe hospodařit. Znovu využívání fosforu (recyklace) je problematika, které je ve světě věnována velká pozornost. Zajímavá se zdá být zvláště technologie recyklace fosforu z odpadních vod. V současnosti existují v laboratorním a poloprovozním režimu již desítky technologií, které to umožňují [4]. Přestože v evropském či světovém měřítku vzniká řada platforem, či hnutí, které se vážně zabývají otázkou recyklace fosforu, je tato věc v naší republice známá jen málo.

Česká republika disponuje obrovským bohatstvím rybníků, v kterých je přirozeně skryt velký potenciál retence fosforu a ostatních živin. Dle našeho názoru je schopnost rybníků zadržovat fosfor, který pak skrze rybníční sediment může být využit v rámci recyklace zpět na zemědělské pozemky, zcela nedocenená. Jedná se totiž o zadržování sloučenin fosforu často pocházejících z malých bodových, difúzních či plošných zdrojů, tedy ze zdrojů, kde lze emisím P zabránit jen obtížně, přičemž jejich vliv na úroveň eutrofizace vod může být značný. Možnost zachycovat a opět využívat (recyklovat) sloučeniny P je tak v boji proti eutrofizaci velmi důležitá.

Cílem tohoto příspěvku je představit problematiku týkající

se využívání rybníčních sedimentů na zemědělskou půdu, jakožto účinného nástroje pro zlepšení její úrodnosti. Přestaveny budou první výsledky, které byly získány v rámci projektu TAČR: TA04020123 (2014 – 2017), zabývající se možným technologickým postupem recyklace živin z rybníčních sedimentů, který využívá sacího bagru, integrované stanice pro dávkování flokulantu a geotextilních vaků pro lokální aplikaci sedimentu v mikropovodí.

Materiál a metody

Využití sedimentu na zemědělskou půdu se řídí podle zvláštních právních předpisů zákonem č. 334/1992 Sb. o ochraně zemědělského půdního fondu a ustanoveními vyhlášky č. 257/2009 Sb., o používání sedimentů na zemědělské půdě. Rozsah námi realizovaných analýz, proto vycházel z této platné legislativy.

Většina analýz běžně realizovaných v souvislosti s aplikací sedimentu na zemědělskou půdu je zaměřena na stanovení obsahu přístupných živin (přímo využitelné rostlinami). Informace o celkovém obsahu živin většinou k dispozici nemáme, což může být např. z pohledu posouzení „dlouhodobé hnojivé“ účinnosti aplikovaného sedimentu nevýhodou. Proto jsme kromě obsahu tzv. využitelných/přístupných živin, stanovených ve výluhu (Mehlich III), stanovili ve vzorcích i celkové obsahy P, Mg, Ca, K, a to metodou ICP MS po celkové mineralizaci v lučavce královské (kombinace s mikrovlnným rozkladem). Obsah celkového dusíku byl stanoven metodou dle Kjeldahla. Dusíkanový dusík metodou iontové chromatografie a amoniakální dusík metodou UV/VIS spektrofotometrie.

Pozornost byla zaměřena především na loviště rybníka. Je to nejhlubší část, kde se v průběhu každého produkčního cyklu přirozeně nakumuluje poměrně homogenní jemný sediment, obvykle bohatý organickými látkami i živinami, tedy optimální k aplikaci na pole. V lovišti se při výlovu shromažďuje velké množství ryb, které bahno svým pohybem zvíří. Následně může dojít např. k zalepení jejich žaberního aparátu, k vyčerpání rozpuštěného kyslíku, které je často doprovázeno zvýšenými koncentracemi amoniaku. To vede ke zdravotnímu poškození a někdy i úhynu ryb. Proto mají hospodářští subjekty snahu loviště před výlovem odbahnit (nebo v horším případě se bahna zbavit odpuštěním níže do toku). Tak se setkává přirozená ochota k periodickému částečnému odstraňování usazenin z rybníka s potenciální vhodností tohoto materiálu pro zemědělskou produkci a navíc jde ještě o odstranění významného množství živin z vodního prostředí.

První částí projektu bylo zvolení vhodné lokality. Odběr sedimentů byl na vytipovaných rybnících realizován v průběhu měsíce září, října (2014) a března (2015). Z loviště každého rybníka bylo z vrstvy 0–15 cm odebráno 20 bodových vzorků, z kterých byl vytvořen jeden směsný reprezentativní vzorek. Cílem bylo získat informace o tom, zda není daný sediment kontaminovaný cizorodými látkami (např. toxické kovy, těžké uhlovodíky, DDT, PAU, PCB) a současně zjistit, jaký je aktuální obsah hlavních živin (P, N, Mg, Ca, K). Požadované spektrum cizorodých látek bylo stanoveno běžně používanými laboratorními metodami.

Pro provedení komplexního pokusu recyklace živin z rybníčních sedimentů byl zvolen rybník Horusický (415 ha) u Veselí nad Lužnicí, který měl sediment splňující kritéria pro aplikaci na zemědělskou půdu. Na tomto rybníce je před výlovem, tedy každý druhý rok, prováděno odbahnění loviště s využitím sacího bagru. Současně jsme v blízkosti Horusického rybníka našli i vhodné pole (a ochotného zemědělce), ležící nedaleko obce Lhota, nacházející se přibližně 2,5 km vzdušnou čarou od rybní-

ka. Na tomto poli bude od podzimu 2015 probíhat provozní pokus, který by měl ukázat, zda se aplikací rybníčního sedimentu dosáhne celkového zlepšení struktury půdy a půdní úrodnosti, která se projeví zvýšením produkce pěstované plodiny.

Těžba sedimentu z loviště pro účely projektu proběhla 2.9.2015: sediment těžný sacím bagrem byl plastovým potrubím dopravován do homogenizační nádrže. Do této nádrže byl podle předem navrženého scénáře dávkován dolomitický vápenc v práškové formě (pro případnou úpravu pH) a rozmícháván míchadly. Sediment z homogenizační nádrže byl dále čerpán potrubím k odvodnění do geotextilních vaků. Celkem byly použity tři vaky (množství zadrženého sedimentu v jednom vaku 70 m³, rozměry 5x10 m, ležící vak se plnil do výšky cca 2 m od podkladu), do dvou z nich byl čerpán sediment s přídavkem dolomitického vápence a do jednoho bez. Do proudu sedimentu byl v potrubí dávkován flokulant připravovaný ve flokulační stanici, aby vyvločkoval i jemný zákal a zachytilo se tak maximum sloučenin fosforu i ostatních látek. Podrobný popis technologie je uveden v [5]. V průběhu sání zvodnělého sedimentu do geotextilních vaků byly odebírány vzorky, pro zhodnocení efektivity fungování těchto vaků, a to zejména z pohledu zachycování nerozpuštěných látek a na ně vázaných živin. V tomto příspěvku jsou prezentovány jen některé výsledky, neboť v průběhu jeho přípravy nebyly ještě všechny analýzy hotovy.

Výsledky a diskuze

Tabulka 1 ukazuje porovnání obsahu celkového a využitelného (přístupného) fosforu, celkového, dusíkanového a amoniakálního dusíku v sedimentu rybníka Horusický a v půdě z pole u obce Lhota. Z výsledků je v sedimentech patrný několikanásobně vyšší obsah všech základních parametrů (kromě N-NO₃), než v orné půdě v lokalitě Lhota.

V případě celkového fosforu je zajímavé, že ačkoli je celkový obsah tohoto prvku v rybníčním bahně výrazně vyšší než v půdě, obsah okamžitě využitelného fosforu je překvapivě naopak mírně vyšší v půdě než v sedimentech. To potvrzují i některé tuzemské studie [6, 7]. Tuto skutečnost zatím interpretujeme tak, že z nízkého obsahu P v půdě je asi desetiina okamžitě využitelná a z části zřejmě i náchylná k vyplavení do povrchových vod. Naopak v bahně z loviště Horusického rybníka byla z celkového obsahu P okamžitě využitelná zhruba pouze setina, přičemž je velmi pravděpodobné, že další rostlinami využitelné sloučeniny P budou postupně uvolňovány mikrobiálními procesy při mineralizaci organických látek. Zdá se tedy, že rybníční bahno aplikované na pole v podzimním období (kdy se rybníky obvykle loví a bahno je tak dostupné) neztratí ani při srážkově činnosti a bez vegetačního krytu významnější podíl P. Tím zároveň takto aplikovaný sediment ani nepředstavuje žádné eutrofiční riziko pro povrchové vody. Tuto interpretaci dále ověřujeme.

Analyzované sedimenty se vyznačovaly také vysokými koncentracemi celkového dusíku (tab. 1). Ten rostliny přijímají zejména ve formě dusíkanových (70 - 95 %) a amonných iontů (5 - 25 %) [8]. Tyto anorganické formy tvořily v případě analyzovaných sedimentů většinou < 2 % celkového dusíku. Domníváme se, že po aplikaci sedimentu bude postupnou mineralizací dusíkatých organických látek docházet k přeměně na dusík amoniakální či až na dusík dusíkanový. Intenzitu mineralizace i nitrifikace ovlivňuje řada faktorů, především teplota. Za optimum pro nitrifikaci je považováno rozpětí mezi 15–30 °C [9], což se překrývá s relativním optimem pro růst většiny u nás pěstovaných plodin [10]. Lze tedy předpokládat, že po aplikaci rybníčního sedimentu na zemědělskou půdu budou mít rostliny anorganický dusík (v dusíkanové či amoniakální formě) k dis-

Tabulka 1. Porovnání výsledků analýzy celkových (c) a využitelných/přístupných živin (v) v půdě a v sedimentu odebraném z několika jihočeských rybníků v roce 2014 a 2015. Hodnoty jsou uvedeny v mg kg⁻¹ sušiny. Směsný vzorek půdy byl odebrán z pole u obce Lhota nedaleko rybníka Horusický. Analýza využitelných/ přístupných živin byla provedena dle vyhlášky 257/2009 Sb. Příloha 6 (Mehlich III)

Datum odběru	7.11.14	24.11.14	18.11.14	10.11.14	25.11.14	25.11.14	19.3.15
Lokalita	Horusický	Svět	Posměch	Velký Dražský	Buzický	Přední Řitovíz	Dehtář
Parametr [mg kg ⁻¹]	Půda	sediment					
N-NO ₃	<0,1	<0,1	0,4	<0,1	<0,1	<0,1	3,2
N-NH ₄	3	160	32	93	22	48	6
Nc	600	9000	8200	10000	6400	13000	9700
Pc	360	1700	1000	2300	1500	3200	2100
Pv	34	23	15	300	76	260	10
Mgc	820	4300	3000	9600	7600	9100	8200
Mgv	39	730	550	1600	900	1200	1000
Kc	1600	7200	4800	6300	4200	6400	6100
Kv	59	430	62	120	49	92	79
Cac	1100	9700	2900	7100	20000	9800	9100
Cav	140	7300	800	2300	9900	4200	4700

pozici zejména v období svého nejintenzivnějšího růstu, což znamená nízké riziko vyplavování sloučenin N do vod (např. v mimovegetačním období). Představu o sedimentu jakožto hnojivu s pomalým a dlouhodobým účinkem potvrzují i zkušenosti některých zemědělců, kteří pozorovali zlepšení produkce zejména ve druhém a dalších letech po aplikaci sedimentu (ústní sdělení).

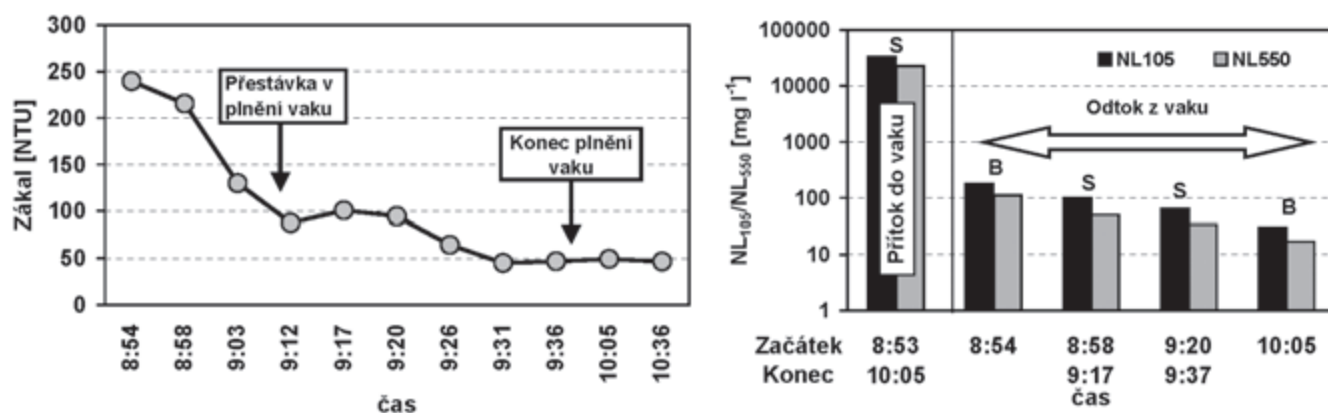
Dne 2. 9. 2015 jsme v rámci první části pokusu odvodňování rybníčního sedimentu s pomocí geotextilních vaků získali první výsledky, které ukázaly výrazné snížení zákalu odtékající vody (filtrátu), a to již po několika minutách (obr. 1). Plnění jednoho vaku trvalo přibližně jednu hodinu, v průběhu které bylo patrné i znatelné snížení obsahu sušených a žíhaných nerozpuštěných látek (obr. 1). V průběhu psaní tohoto příspěvku nebyly ještě dostupné údaje o obsahu živin (P, C, N) a jejich forem. Pokusy realizované v laboratoři ale ukázaly, že při průchodu přes tkaninu geotextilního vaku došlo ke snížení koncentrace celkového, resp. partikulovaného fosforu z původních miligramových koncentrací v 1 litru (hodnoty vyskytující se v čerpaném sedimentu) na hodnoty

pohybující se mezi 0,1 – 0,2 mg.l⁻¹. To jsou hodnoty odpovídající běžné rybníční vodě.

Otázka cizorodých látek v sedimentech

Jedním z hlavních faktorů, který brání častějšímu využívání rybníčních sedimentů na zemědělskou půdu, je jejich kontaminace. Člověk svými činnostmi vnáší do krajiny řadu cizorodých látek, které mohou být toxické již při velmi nízkých koncentracích (řádově ppm). Jde například o toxické kovy (Cd, Zn, Pb, Hg aj.), organické polutanty (PCB, PAU, ropné látky aj.), léčiva, antibiotika, hormony atd. Pěstování technických plodin (řepka, kukuřice) způsobuje kontaminaci vodního prostředí nadměrně používanými pesticidy. Tato problematika je natolik významná, že se jí zabývá i nový Návrh Evropského parlamentu a Rady, kterým se mění Rámcová směrnice 2000/60/ES a Směrnice 2008/105/ES.

Asi nejčastěji se při analýzách rybníčních sedimentů setkáváme s překročením limitu pro toxické kovy. Jako příklad uvádíme výsledky plošného sledování rybníků realizovaného pracov-



Obrázek 1. Píklady namench hodnot zákalu, nerozputnch látek suench (NL105) a íhanch (NL550) v odtoku z geotextilního vaku (s dávkovanm dolomitickm vápencem, 2.9.2015). Pro srovnání jsou v pípad nerozputnch látek uvedeny i hodnoty materiálu (sms vody a sedimentu) erpaného do geotextilního vaku. U grafu znázorujícího prbch koncentrace nerozputnch látek je osa Y v logarit-mickém mítku. S – slévan vzorek, B – bodov vzorek

níky ÚKZÚZ Brno v letech 1995 – 2010. Z počtu 362 rybníků byla v případech toxických kovů nejčastěji limitní hodnota překročena u kadmia (17 %), následována zinkem (8 %), arsenem a olovem (5 a 4 %). Z pohledu organických mikropolutantů nebyly v žádném z případů překročeny limitní hodnoty pro PCB a DDT, občasné překročení limitu bylo zaznamenáno v případě PAU (obecní rybníky), kde ovšem není uspokojivě dořešena otázka zdroje kontaminace.

Zajímavým zjištěním byly poměrně vysoké koncentrace AOX (absorbovatelné organicky vázané halogeny) u lesních rybníků [7]. Parametr AOX v sobě zahrnuje široké spektrum látek. Hlavním zdrojem v osídlené krajině je papírenský průmysl a výroba celulózy. AOX dále vznikají v menší míře i při procesu chlorování pitné vody. Tyto látky nemusejí ovšem být pouze antropogenního původu, ale mohou vznikat např. z huminových látek bakteriální činností a působením UV záření samovolně v přírodě, jak potvrzují zvýšené koncentrace AOX zjišťované pravidelně v tocích v čistých oblastech, ale s rašelinnými půdami. V bahně lesních rybníků tak bývají nadlimitní koncentrace AOX v sedimentech převážně přirozeného původu, ovšem jednání o uložení sedimentu na zemědělskou půdu to velmi komplikuje. K vážné diskusi je otázka, jak takovou situaci správně posoudit.

Obdobný problém může nastat při hodnocení parametru uhlovodíky C₁₀–C₄₀, který má indikovat kontaminaci ropnými látkami. Jedná se o nespecifický ukazatel, který v sobě zahrnuje jak látky přírodního charakteru, tak látky antropogenního původu. Existuje hypotéza, že v organickém bahně rybníků bývá jejich zvýšená koncentrace způsobena bakteriální činností nebo zřejmě i přítomností a potravní aktivitou larev pakomárů (chironomidů). Látky, které jsou zahrnuté v tomto parametru mohou tedy vznikat i autochtonně. Podobně to může být i u těkavých uhlovodíků (BTEX), kdy například toluen či xylen dokáže vznikat přirozenými procesy, probíhajícími za nedostatku kyslíku v rybníčním sedimentu [11–13]. Máme proto za to, že posuzování uvedených skupin látek by mělo umožnit vycházet především z charakteru povodí (zda může či nemůže dojít k antropogenní kontaminaci) a nikoli pouze předepisovat obecně závazné hodnoty.

Sedimenty a semena plevelů

Při diskuzích se zemědělci na téma využitelnosti rybníčních sedimentů na jejich pole jsme setkali i s argumentem, že rybníční bahno obsahuje značné množství semen vytrvalých plevelů. Ty pak mohou způsobovat zaplevelení pozemků. V odborné literatuře lze na téma semenné banky terestrických druhů rostlin v rybnících najít hned několik prací. Ty obecně ukazují, že semenná banka cévnatých rostlin může být velmi bohatá (jak do počtu druhů, tak do počtu semen jednotlivých druhů) v rybnících, kde se pravidelně (tj. cca v intervalu 1–5 let) ve vegetačním období udržuje snížená vodní hladina. Jde především o plůdkové rybníky, na nichž se dosud praktikuje zkrácené letnění. Půdní semenná banka těchto rybníků bývá bohatá na okrajích i přímo na dně dál od břehů, ale často zahrnuje jen druhy s velmi krátkým životním cyklem (4–8 týdnů) a malou biomasou [14].

Dvouhorkově obhospodařované rybníky s chovem tržní ryby a další rybníky, které v suchých letech trpí nedostatkem vody, mívají půdní semennou banku bohatě vyvinutou v širokém pruhu dna, které bývá pravidelně bez vody (mělký litorál). Hlubší rybníční partie zůstávají zpravidla během vegetační sezóny i v suchých letech vždy zaplaveny. Jde o části rybníků s největší kumulací hlubokých bahnitých sedimentů. V těchto částech rybníka se půdní semenná banka nemůže přirozeně obnovovat

(klíčení a vývoj semiterestrických rostlin nejsou možné) a je závislá pouze na transportu semen z okolí. Ten je, ale většinou jen málo intenzivní (výjimkou mohou být přítokové části rybníků). Proto je hustota semen v hluboko uložených rybníčních sedimentech (např. v lovišti) velmi nízká a zahrnuje omezené spektrum druhů (zpravidla druhy snadno šířitelné vodou) [15]. Tato tvrzení potvrzují i první výsledky získané v rámci projektu COST CZ project, část projektu NETLAKE COST Action (ES 1201), kdy byly pravidelně odebírány vzorky k průzkumu semenné banky z různých míst dvouhorkově obhospodařovaného rybníka Dehtář (220 ha) na Českokubějovicku. Hustota semenné banky pro některé běžnější druhy rostlin se v částech tohoto rybníka, které jsou v průběhu prvního horka částečně letněny, pohybovala v řádu tisíců semen na 1 m² (při odběru sedimentu zpravidla do hloubky 3–5 cm). Naproti tomu v hlubších, trvale zaplavených částech a v lovišti byly zjištěny jen desítky semen na 1 m².

Je tedy zřejmé, že rybníční sediment, zvláště pokud je využíván sediment z loviště, nepřestává být významnější riziko z pohledu následného zaplevelení pozemků. V současné praxi, která poměrně intenzivně využívá herbicidních látek riziko zaplevelení není relevantní. Potenciální riziko existuje pro ekologické zemědělce, kde mu lze – dle našeho názoru podpořeného i zkušenostmi zemědělců – předejít dostatečným zapravením sedimentu do půdy, realizovaného například hlubokou orbou.

Závěr

Již naši předkové, limitovaní nedostatkem živin v půdách, věděli, že rybníční sedimenty představují velmi efektivní a vítané hnojivo. Rádi ho tedy využívali pro zúrodnování svých polí. S rozvojem mechanizace odbahnění, nástupem průmyslových hnojiv, zavedením do oběhu širokého spektra cizorodých látek a zároveň také se zpřísněním legislativních požadavků zájem o tuto surovinu značně klesl. Na sedimenty z rybníků začalo být nahlíženo spíše jako na odpad, kterého je nutné se co nejrychleji zbavit. Hospodářící subjekty tak často při výloveh posouvají sedimenty stále níže a níže v povodí až do velkých vodních nádrží, kde se těžba usazenin stává velmi nákladnou záležitostí, a to zejména pro vysoké přepravní náklady či pro obtížnost těžby (většinu přehradních nádrží nelze jednoduše vypustit). Cestou v povodí navíc obvykle dochází ke kontaminaci sedimentů, a tak již potom nelze ani teoreticky uvažovat o využití naakumulovaných živin zpět pro zemědělskou produkci.

Podle našich zjištění zkoumané sedimenty představují cenný materiál s potenciálem zlepšení úrodnosti půd, přičemž riziko opětovného splachu živin do povrchových vod je velmi nízké.

Na případnou kontaminaci rybníčních sedimentů je nutné nahlédnout komplexněji a nesmířit se pouze s tím, že daný sediment prostě „nevyšel“ a na zemědělskou půdu je nepoužitelný. K diskusi doporučujeme zejména ukazatele AOX, C₁₀–C₄₀ a BTEX, které mohou v rybnících vznikat i přírodními cestami a nemusí se nutně jednat o antropogenní kontaminaci. V případě kontaminace bychom se měli soustředit na nalezení jejího hlavního zdroje a pokud je tento zdroj stále aktivní, měl by být účinně vyřešen. Považujeme za přinejmenším nemoudré znehodnocovat si dobře využitelný sediment nezodpovědně vypouštěním znečištěním. Rybníční sediment ovšem může obsahovat i „starou ekologickou zátěž“, jejíž řešení bude obtížné.

Z pohledu možné kontaminace bahna a také z pohledu možnosti efektivního využití tohoto materiálu na zemědělskou půdu (zvládnutelné množství bahna, krátké přepravní vzdálenosti) je optimální zaměřit pozornost do horních částí povodí (mikropovodí). V malém měřítku by pak připadaly v úvahu

i ekonomicky a ekologicky výhodné způsoby aplikace, které dosavadní legislativa a priori zapovídá. Jedná se např. o přímou aplikaci sedimentu na přílehlá pole čerpáním z loviště a rovnoměrným rozptýlením po sklizeném (nejlépe už podmiťnutém) poli. V praxi známe řadu lokalit kde by byla tato varianta zcela optimální (malý rybník vs. velká rozloha pole a vhodný terén). Také tuto otázku doporučujeme k diskusi.

Co bude nutné do budoucna vyřešit, je celková administrativní náročnost spojená s legální aplikací sedimentu na zemědělskou půdu. Ta společně s nemalými náklady na nezbytné chemické analýzy řadu hospodařících subjektů od aplikace odradí.

Dále by měla být vyřešena problematika, kdo komu by měl za aplikaci sedimentu na půdu vlastně platit. Budou to zemědělci rybářům, kteří jim vracejí jejich vlastní erozní materiál na jejich pole, nebo rybáři zemědělcům, protože se chtějí zbavit obtížného materiálu? Nebo by do hry měli vstoupit i obyvatelé, kterým samočistící schopnost a retenční kapacita rybníků pro fosfor ušetří peníze za náročné čištění odpadních vod? A co vodárenské společnosti, jimž se lépe ochrání zdroj pitné vody? Pokud se touto problematikou nebudeme v budoucnu intenzivněji zabývat, nemůžeme dobře zvládnout rozvoj sinic v rekreačních a vodárenských nádržích. Současně budeme mít problém s tím, že stále nedostatečnější fosfor uniká z naší zemědělské krajiny nenávratně pryč, což může mít v budoucnu negativní dopad na rostlinnou i živočišnou produkci.

Poděkování

Výsledky uvedené v tomto příspěvku byly spolufinancovány projektem TAČR (TA04020123): Technologický postup recyklace živin z rybníčních sedimentů s využitím sacího bagru, integrované stanice pro dávkování flokulantu a geotextilních vaků pro lokální aplikaci v mikropovodí. V příspěvku byly dále využity některé výsledky projektu FISHPOND2014 (č. LD14045) v rámci programu LD – COST CZ u MŠMT. Tento projekt je součástí širšího projektu NETLAKE (COST Action ES1201), financované z prostředků 7. rámcového programu EU pro výzkum.

Literatura

- [1] EUROPEAN COMMISSION. Report on critical materials for the EU (2014) [online]. [cit 2014-03-03]. http://ec.europa.eu/enterprise/policies/raw-materials/fuels/docs/crm-report-on-critical-raw-materials_en.pdf, 2014.
- [2] U.S.GEOLOGICAL SURVEY. Mineral Commodity summaries [online]. [cit 2014-03-03] http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity-phosphate-rock/mcs_2014phosp.pdf, 2014.
- [3] HOLBA, M., DOŠEK M., MARŠÁLEK B. Fosfor v odpadních vodách – perspektivy jeho recyklace, *Vodní hospodářství*, 65:4, 8-12s, 2015.
- [4] VALSAMI-JONES, E. Phosphorus in Environmental Technologies: Principles and Applications, IWA Publishing, ISBN: 1-84339-001-9, 2004.
- [5] KRÖPFLOVÁ L., ŠULCOVÁ J., POTUŽÁK J., SVOBODA T. Komplexní přístup k recyklaci živin z rybníčních sedimentů v rámci mikropovodí, RÁDKOVÁ V. (Ed.) a Bojková J. (ed.) XVII. konference ČLS a SLS: Sborník příspěvků (poster). Brno: Masarykova univerzita, 2015, s 97, ISBN 978-80-210-7874-1.
- [6] KLEMENT V., SUŠIL A. Výsledky agrochemického zkoušení zemědělských půd za období 2007 – 2012, ÚKZÚZ Brno. 140s. ISBN 978-80-7401-077-4, 2013.
- [7] KUBÍK L. Monitoring rybníčních a říčních sedimentů – průběžná zpráva 1995 – 2010, ÚKZÚZ Brno, 24s, 2011.
- [8] MARSCHNER, H. Mineral Nutrition of Higher Plants. Academic Press Limited, London. ISBN 0-12-473543-6: 889 pp, 1995.
- [9] LEITGEB, S.: Mikrobiologie, VŠZ Praha 1983.
- [10] HAVLÍČEK V. et kol. Agrometeorologie. SZN Praha, 264s, 1986.
- [11] MÜLLER G. Sense or no-sense of the sum parameter for water soluble „adsorbable organic halogens“ (AOX) and „absorbed organic halogens“ (AOX-S18) for the assessment of organohalogenes in sludges and sediments. *Chemosphere*, Jul. 52(2): 371-379, 2003
- [12] FUCHS, G. et al. Biochemistry of anaerobic degradation of aromatic compounds, in C. Ratledge (ed.), *Biochemistry of Microbial Degradation*, Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, 513 – 553 pp., 1994.
- [13] LANGENHOFF A. Biodegradation of toluene, benzene and naphthalene under anaerobic conditions. Thesis Landbouwniversiteit Wageningen. – With ref. – with summary in Dutch. ISBN 90-5485-660-2, 131 pp, 1997.
- [14] ŠUMBEROVÁ K. et al. Distribution, Habitat Ecology, Soil Seed Bank and Seed Dispersal of Threatened *Lindernia procumbens* and Alien *Lindernia dubia* (Antirrhinaceae) in the Czech Republic, *Phyton* (Horn, Austria), Vol. 52, 39 – 72 pp, 2012.
- [15] ŠUMBEROVÁ K., DUCHÁČEK M., LOSOSOVÁ Z. Life-history traits controlling the survival of *Tillaea aquatica*: a threatened wetland plant species in intensively managed fishpond landscapes of the Czech Republic, *Hydrobiologia*, 689:91-110, DOI 10.1007/s10750-011-0857-3, 2012.

CO UMÍME ŘÍCI O SEDIMENTECH, ANEB HODNOCENÍ SEDIMENTŮ V NÁDRŽÍCH VE VZTAHU K EUTROFIZACI

Jiří Jan, Jakub Borovec, Tomáš Hubáček

Biologické centrum AV ČR, v. v. i., Hydrobiologický ústav, Branišovská 31,
370 05 České Budějovice, tel. +420 387 775 890, blondos@email.cz

Abstrakt

Tento příspěvek se zabývá detailním hodnocením sedimentů a jejich případného vlivu na eutrofizaci nádrží. K tomuto účelu slouží dvě představené metody: i) frakcionace k charakterizaci částic sedimentu a ii) metoda použití gelových minipeperů k analýze pórové vody v sedimentu. Interpretací získaných dat a jejich kombinací dokážeme určit potenciál uvolňování P ze sedimentů do vody nad ním. Na příkladech je pro tyto účely ukázána nutnost stanovit nejenom množství celkového P v sedimentu, ale zejména: i) jeho koncentrace v různých formách, ii) koncentrace hlavních vazebných partnerů – (hydr)oxidů Fe a Al, iii) aktuální koncentrace rozpuštěného P a Fe v pórové vodě, iv) koncentrace iontů ovlivňující redukční podmínky (NO_3^-), jak ve vodě nad sedimentem, tak pak zejména v pórové vodě.

Klíčová slova: sediment; eutrofizace; fosfor; frakcionace; pórová voda.

Abstract

This work is focused on a detailed sediment evaluation and potential sediment impact on the eutrophication of reservoirs. Two methods for this purpose are presented: i) fractionation for sediment particles characterization and ii) an application of gel minipeepers (DET probes) for sediment pore water sampling. By combining these methods we are able to determine the potential of P release from selected sediment. Examples of using this approach on various sediment types are given to highlight the importance of determining not only the concentrations of total P in the sediment, but also, especially, the following: i) P concentrations in different forms, ii) concentrations of main binding partners for P in noncalcareous sediments – Fe and Al (hydr)oxides, iii) concentrations of dissolved P and Fe in sediment pore water, iv) concentrations of ions influencing redox conditions (NO_3^-) both in the water above the sediment and especially in the sediment pore water.

Keywords: sediment; eutrophication; phosphorus; fractionation; pore-water.

Úvod

Fosfor (P) je obecně znám jako hlavní příčina eutrofizace jak tekoucích tak stojatých vod. Je to nepostradatelná živina a stavební komponent terestrických i vodních organismů. Na rozdíl od uhlíku (C) a dusíku (N) se, díky absenci plynné formy a jeho sorpci v půdách, P vyskytuje přirozeně ve vodních ekosystémech v „limitním“ množství pro růst sinic a řas. Lidská činnost však neúmyslně jeho množství zvyšuje a urychluje tak proces

eutrofizace, tj. rozvoj sinic, řas a následný pokles kvality vody se všemi následky pro její využívání. Kromě rozpuštěné formy, která je přímo využitelná autotrofními organismy, se ve vodním ekosystému nachází P vázaný v částicích. Tento tzv. partikulovaný P pochází jak z allochtonních zdrojů, kterými jsou zejména větrem a vodou erodované částice z povodí, tak z autochtonních zdrojů, které představují biogenní (fotosyntetická a bakteriální produkce) a abiotické procesy (srážení a sorpce). Částice v nádržích díky zpomalení pohybu vody sedimentují a tvoří dnový sediment, v různých částech nádrže různý, v závislosti na velikosti částic a morfologie nádrže. V sedimentu pak na částicích probíhají fyzikální, chemické a biologické procesy jako sorpce/desorpce P na jejich površích v závislosti na rovnovážných koncentracích, rozpouštění/srážení komplexních sloučenin, a rozkladné procesy díky aktivitě mikroorganismů.

Původ částic ovlivňuje jejich složení a míru přístupnosti P za různých podmínek, jak ve vodě, tak následně v sedimentu. Mezi důležité vlastnosti patří obsah organické složky a množství tzv. vazebných partnerů, kterými jsou, v našich podmínkách, zejména (hydr)oxidy železa (Fe) a (hydr)oxidy hliníku (Al). V sedimentu dochází ke sledu oxidačně/redukčních reakcí, při kterém se díky bakteriální aktivitě oxiduje organická hmota a jako akceptory elektronů jsou použity postupně rozpuštěné O_2 , NO_3^- , Mn^{4+} , Fe^{3+} , SO_4^{2-} , až CO_2 a samotná organická hmota. V anoxickém prostředí sedimentu, kdy již byla vyčerpána zásoba kyslíku, dusičnanů a oxidované formy manganu tak dochází k rozpouštění jednoho z hlavních partnerů pro P, kterým jsou redox labilní (hydr)oxidy Fe^{3+} . Tento proces je často, vedle uvolňování P z organických forem, jedním z hlavních procesů uvolňování P ze sedimentu. Sedimenty obsahují také (hydr)oxidy Al, které jsou stabilní v redukčních podmínkách a mohou tak při nevyčerpané sorpční kapacitě vázat P uvolněný do pórové vody. Tyto (hydr)oxidy se však mohou rozpouštět při $\text{pH} > 8$. Jak (hydr)oxidy Fe tak Al jsou v sedimentech přítomny v různých velikostních tak strukturních formách od amorfních hydratovaných oxidů až po oxidy s pravidelnou krystalickou strukturou. Míra krystaličnosti se pak odráží na velikosti specifického povrchu těchto (hydr)oxidů, který určuje počet vazebných míst pro P tak jejich „náchylnost“ k rozpouštění, jejich reaktivitu. Amorfní (hydr)oxidy tedy dokáží vázat daleko větší množství P než krystalické formy a přednostně se rozpouštějí v anoxickém prostředí (Fe) nebo při vyšším pH (Al).

Umíme však odpovědět na otázku: Co dělají sedimenty v naší nádrži? Jak se podílejí na vývoji jakosti vody v průběhu roku? V zásadě ano. Pomocí kombinace stanovení složení částic (1), za současného stanovení složení pórové vody (2), lze odvodit, v jakém stavu se sedimenty v různých částech nádrže nachází, a jak mohou jakost vody ovlivňovat.

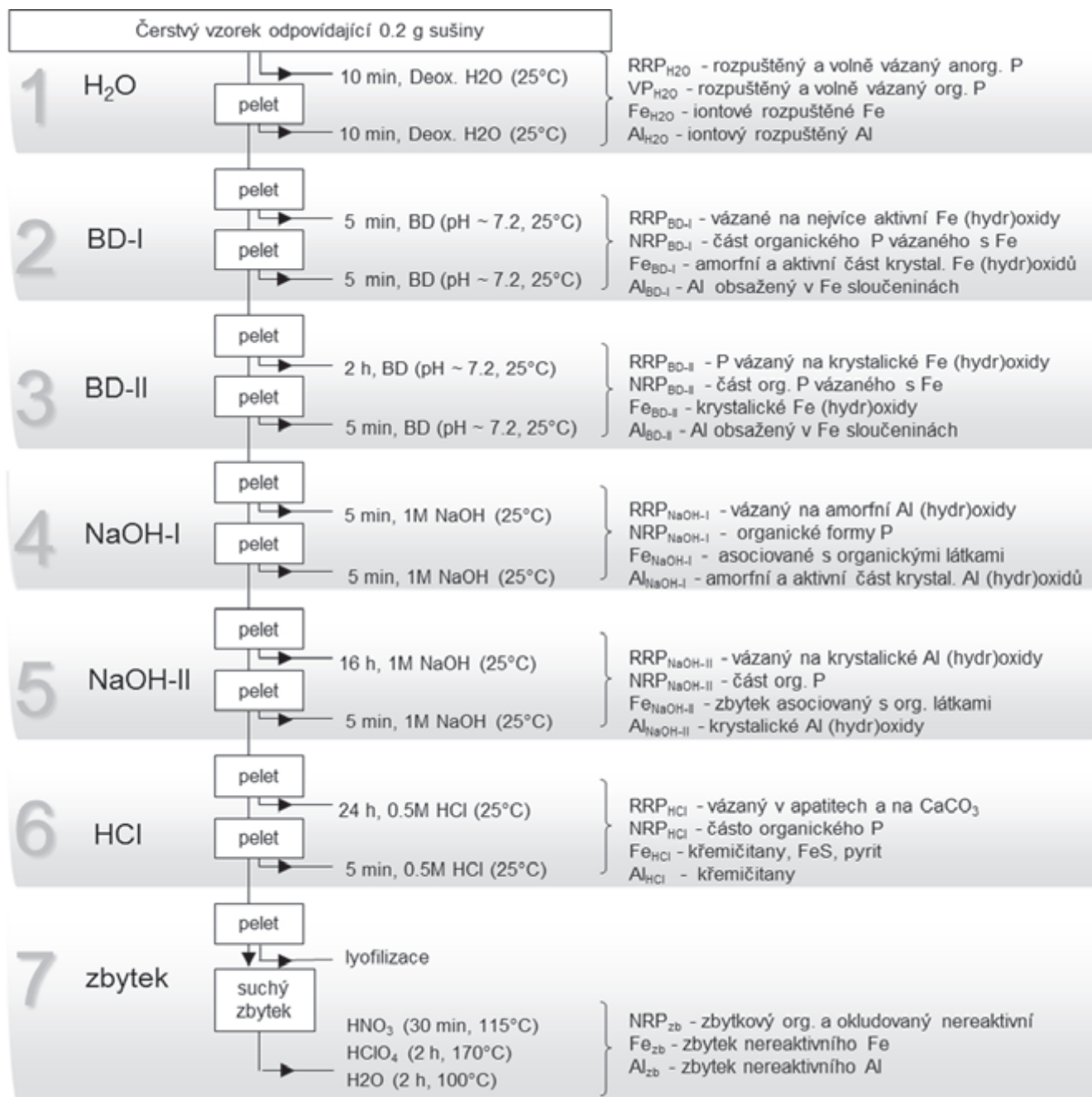
(1) Při posuzování potenciálu sedimentu uvolňovat/zadržovat P je důležité nejenom určit množství jednotlivých forem fosforu v sedimentu (ne pouze jeho celkové množství), ale také jeho vazebných partnerů. Pro tyto účely se používá tzv. postup-

né neboli sekvenční frakcionační analýza sedimentu (dále jen frakcionace), při které je vzorek sedimentu (nebo půdy) postupně extrahován specifickými činidly, která rozpouštějí sloučeniny podobného chování.

(2) Pro zjištění aktuálně probíhajících procesů a vlastností prostředí v sedimentu, které tyto procesy do velké míry určují, je potřeba znát složení pórové vody sedimentu. Pórová nebo také intersticiální voda vyplňuje prostor mezi částicemi sedimentu a slouží jako transportní medium mezi sedimentem a vodou nad sedimentem. Rozpuštěné látky v pórové vodě, včetně fosforu, se dostávají ze sedimentu do vody v nádrži buď přímou difúzí, nebo rychleji díky bioturbaci bezobratlých živočichů (např. larvy pakomárů) a ryb, které rozrušují sediment, produkci plynů v sedimentu a následného vyubílavání ven, nebo resuspenzí sedimentu díky pohybům vody.

Existují různé techniky extrakce pórové vody, jako centrifugace nebo lisování vzorku sedimentu, avšak jejich provádění je technicky náročné a zpravidla nebývá možné je použít na všechny typy sedimentů. Jako nejvhodnější metoda se dnes jeví použití tzv. gelových minipeperů (anglicky DET - Diffusive Equilibration in Thin films, pro naše účely dále pouze minipepery). Tato metoda využívá principu ustavení koncentrační rovnováhy mezi volně vázanou vodou v akrylamidovém gelu (obsahuje v závislosti na složení 90%-95% H₂O) a okolní pórovou vodou.

Obsahem tohoto příspěvku je představení modifikované metody frakcionace ke studiu částic sedimentu a metody použití minipeperu ke vzorkování a analýze pórové vody. Na příkladech z vodních nádrží bude ukázáno jejich použití a interpretace.



Obrázek 1. Schéma frakcionace dle Jan a kol. [3]. V obrázku jsou popsány jednotlivé kroky, doba extrakce jednotlivými extrakčními činidly, jejich pH a teplota. V pravé části jsou popsány hlavní formy reaktivního P (RRP), nereaktivního P tvořeného organickými formami (NRP), železa (Fe) a hliníku (Al) extrahovaného v jednotlivých krocích. Analyty jsou označeny dolním indexem dle příslušné frakce. NRP je stanoveno rozdílově jako veškerý P (VP) - (RRP)

Materiál a metody

Sedimenty byly odebrány ze 3 vodních nádrží (Vranov, Němčice, Myslivny) v období květen až srpen 2014 pomocí gravitačního odběráku. Z každé nádrže byly tímto způsobem získány nejméně 2 neporušené kóry vertikálního profilu sedimentu ze stejného místa. Po převozu do laboratoře byl jeden kór sedimentu z každé lokality nařezán po vrstvách ve vertikálním profilu s rozlišením 1–2 cm. V jednotlivých vrstvách byly stanoveny základní parametry (obsah sušiny, ztráty žháním, celkové obsahy P, Fe, Al a dalších analytů), výsledky však nejsou součástí tohoto textu. Jednotlivé vzorky byly dále analyzovány pomocí metody frakcionace (viz dále). Druhý kór sedimentu sloužil k analýze pórové vody za použití minipeeperu.

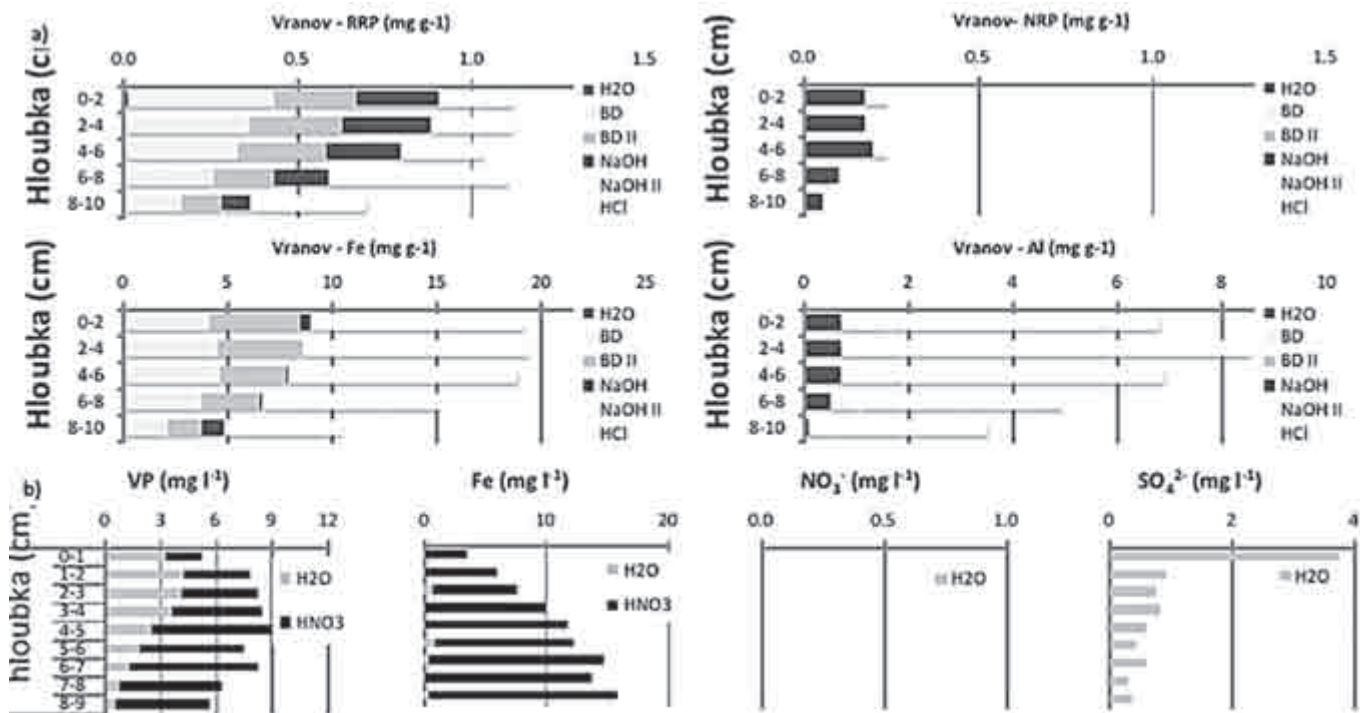
Frakcionace dle Psenner a Pucsko [1] byla zvolena jako nejlepší možné schéma sekvenční analýzy pro použití na nevápnaté sedimenty [2]. Toto schéma bylo dále modifikováno dle Jan a kol. [3] pro detailnější stanovení amorfních (hydr)oxidů Fe a Al a přesnější stanovení navázaného P (obr. 1). Znamé množství vzorku čerstvého sedimentu, je postupně extrahováno činidly v 7 krocích následovně: 1) H_2O , 2+3) redukčním činidlem BD (0,1M dithioničitán sodný + 0,1M NaHCO_3) ve dvou

krocích o různé době extrakce, 0,1M, 4+5) 1M NaOH ve dvou krocích o různé době extrakce, 6) 0,5M HCl, 7) mineralizace lyofilizovaného zbytku. V každém kroku je sediment extrahován po danou dobu (viz obr.), zcentrifugován a následně propláchnut novým činidlem dalších 5 minut a opět zcentrifugován. Extrakt plus proplach jsou smíchány, zfiltrány a analyzovány pro VP, Fe, Al a případně těžké kovy pomocí ICP (ICP-QQQ, Agilent Technologies, Japan) a pro RRP pomocí průtokového spektrofotometru (FIA, Lachat QuikChem 8500, Lachat Instruments, Loveland, CO, USA)

Gelový minipeeper (DET) pro analýzu pórové vody se skládá z plexisklové destičky, vlastního gelu (viz dále), polyethersulfonové membrány (porozita 0,4 μm), která tvoří propustnou bariéru mezi částicemi sedimentu a gelem, a krycím rámečkem, který přidržuje všechny části pohromadě (obr. 2) pomocí šroubů [4, 5]. Polyakrylamidový gel (15% acrylamid + 0,3% AcrylAid cross linker) obsahuje 91% vody [6]. Minipeeper se před aplikací do sedimentu nechává 24 hodin v anoxické H_2O probublávané N_2 pro odstranění O_2 z gelu. Poté se okamžitě zasune do kóru sedimentu, kde je ponechán 24 hodin při teplotě vody nad sedimentem v době odběru. Poté se celý minipeeper vyndá a gel je rychle rozře-



Obrázek 2. Schéma dílčích částí minipeeperu: a) plexisklová destička tvořící nosnou část, b) funkční část – proužek gelu, c) propustná membrána (porozita 0,4 μm) chránící gel, d) plexisklový rámeček, který drží pomocí šroubů všechny části pohromadě. V druhé části fotografie sestaveného minipeeperu



Obrázek 3. Výsledky analýz sedimentu z nádrže Vranov: a) frakcionace sedimentu (prvních 6 nejdůležitějších frakcí), b) složení pórové vody

zán po námi zvoleném intervalu ve vertikálním profilu (obvykle 0,25, 0,5 nebo 1 cm). Nařezané proužky jsou jednotlivě vloženy do předvážených lahvíček, opět zváženy a následně extrahovány 24 h v prokysličené H_2O . Po tomto intervalu jsou gely vyjmuty a vloženy do nových lahvíček s obsahem 0,1M HNO_3 na dalších 24 hodin. Při extrakci okysličenou H_2O dochází k oxidaci rozpuštěného Fe^{2+} a tím srážení Fe s P a dalšími rozpuštěnými organickými látkami uvnitř gelu. Tyto sloučeniny jsou pak v gelu zadrženy a vyplaveny ven až pomocí 0,1M HNO_3 v následujícím kroku, který vzniklé srážení opět rozpustí. Tímto je simulována situace, kdy dojde k prokysličení svrchní vrstvy sedimentu a pórové vody nebo při přechodu pórové vody z hlubších vrstev směrem nahoru, po vertikálním profilu sedimentu, při jeho narušení.

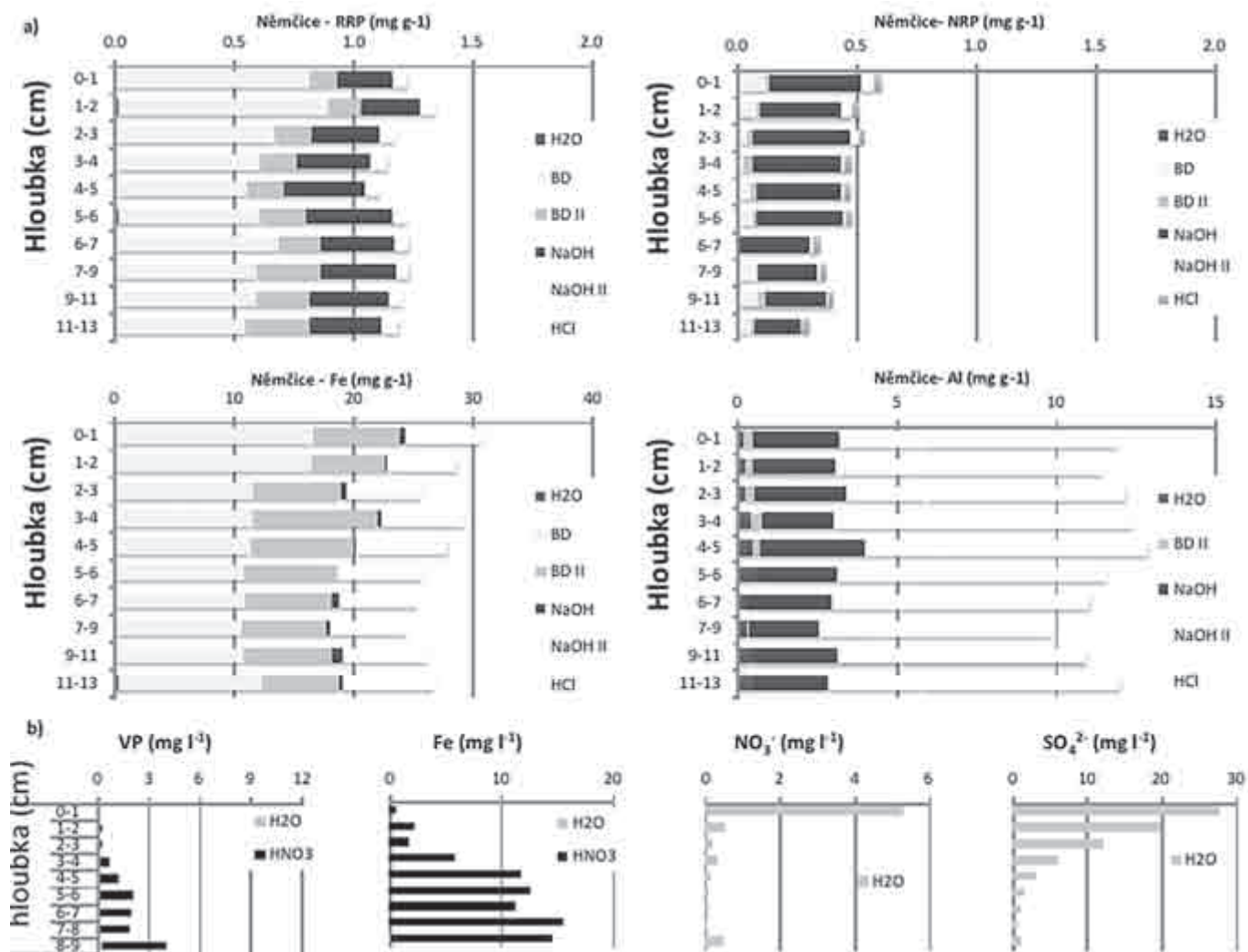
Následně jsou, jak H_2O tak 0,1M HNO_3 extrakty analyzovány pomocí ICP (ICP-QQQ, Agilent Technologies, Japan) pro stanovení koncentrací P, S, Fe, Al a ostatních kovů, a pomocí iontového chromatografu (ICS 5000, Dionex, USA) pro stanovení koncentrací $\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, SO_4^{2-} a organických kyselin ve výluhu z H_2O .

Výsledky a diskuse

Příklady použití a interpretace frakcionace a analýzy pórové vody na sedimentech různého složení a chování ze 3 různých nádrží.

Sediment s velkým potenciálem uvolňovat P (vodní nádrž Vranov)

Sediment z přítokové části obsahuje v nejsvrchnější vrstvě téměř 1,5 mg veškerého P na 1 g sušiny. Toto množství není neobvyklé a z hlediska celkového obsahu P se sediment nejvíce jeví jako výrazně zatížený (obr. 3). Na vertikálním profilu je ovšem vidět pokles koncentrací P (jak minerálních – graf RRP, tak organických forem – graf NRP). S rostoucí hloubkou sedimentu postupně klesá i koncentrace $\text{RRP}_{\text{BD-I}}$ a $\text{Fe}_{\text{BD-I}}$. To značí, že částice sedimentu podléhají biochemickým procesům a sediment postupně uvolňuje Fe a na něj navázaný P. Stejně tak ubývá ve vertikálním profilu obsah organických forem P ($\text{NRP}_{\text{NaOH-I}}$), které jsou uvolňovány mikrobiálním rozkladem organické hmoty. Nízké molární poměry Fe/RRP v BD-I frakci (5-7) a Al/RRP v NaOH-I frakci (3-4), ukazují na velkou nasycenost sedimentu P, neboli malé množství dostupných vazebných partnerů - (hydr)oxidů Fe a Al. Uvolňování P ze sedimentu, které naznačují výsledky frakcionace, potvrzuje a vysvětluje také profil pórové vody. Na obr. 3b můžeme vidět velmi vysoké koncentrace rozpuštěného Fe, které se směrem k rozhraní sediment/voda koncentrace snižují. Tento profil jasně ukazuje rychlý tok Fe směrem ze sedimentu po difúzním gradientu. Podobný profil byl naměřen u rozpuštěného P. Nulová koncentrace dusičnanů (NO_3^-) a rychlý pokles síranů (SO_4^{2-}) nám dále potvrzují redukční rozpouštění Fe^{3+} sloučenin.



Obrázek 4. Výsledky analýz sedimentu z nádrže Němčice: a) frakcionace sedimentu (prvních 6 nejdůležitějších frakcí), b) složení pórové vody

Tvrzení, že P v pórové vodě pochází také z mikrobiálního rozkladu organické hmoty, můžeme potvrdit molárním poměrem mezi P a Fe v pórové vodě. Tento poměr je pod hodnotou 1, ačkoli sloučeniny v pevné složce mají poměr vyšší (viz výše).

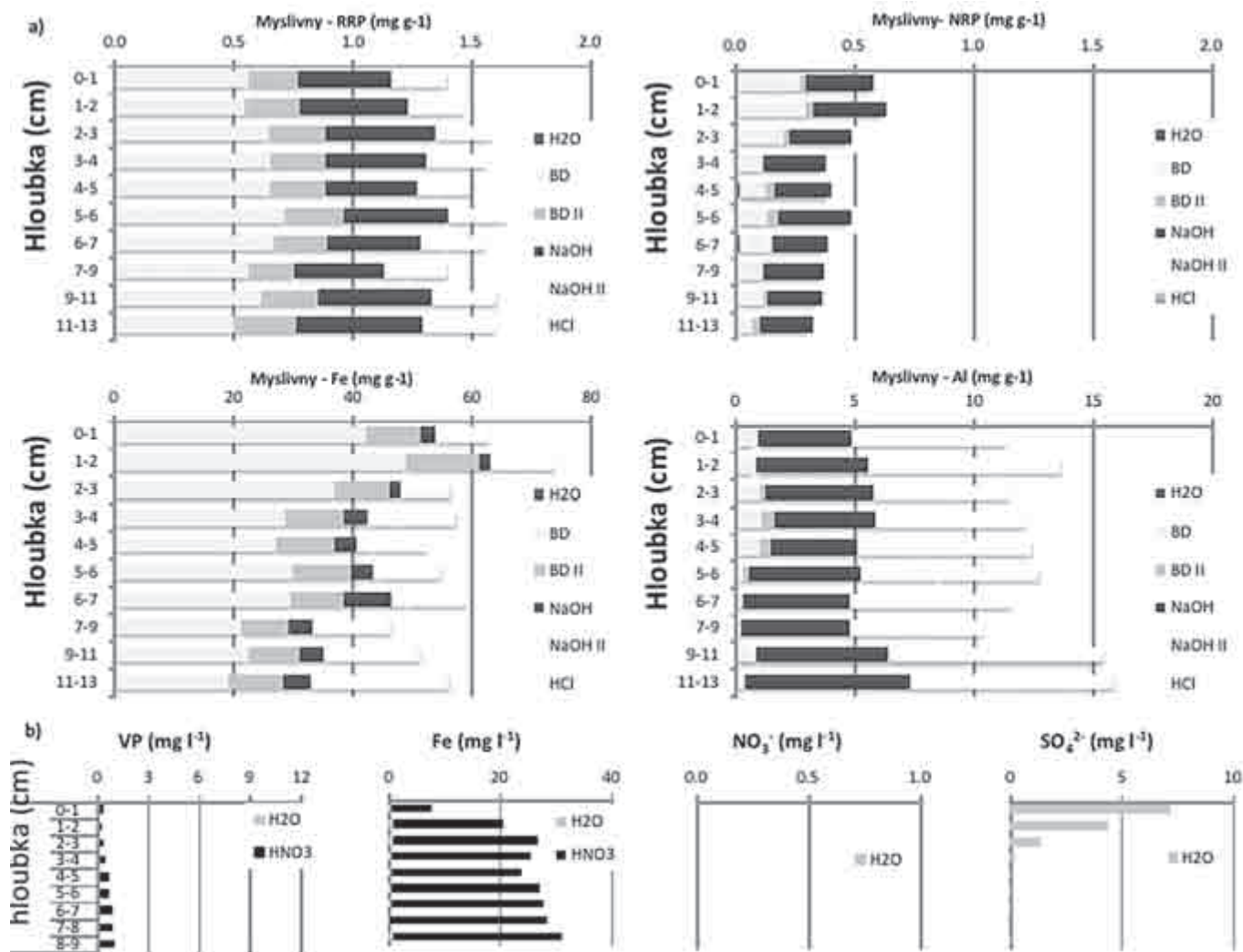
Rizikový sediment se středním potenciálem uvolňovat P (vodní nádrž Němčice)

Tento sediment obsahuje podobné koncentrace P ve svrchní vrstvě jako sediment předchozí (obr. 4). Jeho koncentrace ve vertikálním profilu neklesají tak strmě, jako v předchozím případě, což naznačuje pomalejší uvolňování P. Vyšší množství RRP vázaného na amorfny (hydr)oxydy Fe je přítomno ve svrchních 2 cm sedimentu, pod touto vrstvou je koncentrace RRP_{BD-I} ve vertikálním profilu stabilní. Podobný profil vidíme na samotném Fe_{BD-I}. Molární poměry Fe/RRP v BD-I frakci (10-12) a Al/RRP v NaOH-I frakci (8-14) naznačují přiměřené nasycení sedimentu fosforem. Redukčnímu rozpouštění sloučenin Fe³⁺ ve svrchní vrstvě zabraňuje přítomnost dusičnanů, které jsou využívány přednostně při rozkladu organické hmoty. Na koncentraci NRP_{NaOH-I} je vidět její pomalý úbytek ve vertikálním profilu, naznačující pomalejší rozklad organických látek. Ten je způsoben pravděpodobně hůře rozložitelnými formami organických sloučenin nebo velkou sedimentační rychlostí. V hloubce pod 2 cm dochází k redukčnímu rozpouštění Fe-P sloučenin, jak je vidět na profilu pórové vody (obr. 4b). V nejsvrchnějších vrstvách je patrná, pravděpodobně díky opětovnému vysrážení

Fe (hydr)oxidů s P nebo jejich komplexních sloučenin, pouze nízká koncentrace rozpuštěného P i Fe. Nízký molární poměr rozpuštěného Fe/P (2-5) opět naznačuje původ P z mineralizace organických forem P. Do hloubky 7 cm jsou přítomny i sírany, dokládající přítomnost velkého množství energeticky dobře redukovatelných sloučenin Fe nebo nižší mikrobiální aktivitu.

Sediment s nízkým potenciálem uvolňovat P (vodní nádrž Myslívny)

Sediment z této nádrže obsahuje, v porovnání s předešlými sedimenty, nejvyšší koncentraci P (obr. 5). Jeho velké množství je vázáno na (hydr)oxydy Fe (frakce BD-I), který je tedy potenciálně uvolnitelný v anoxickém sedimentu. Jejich koncentrace je však enormně vysoká ve vztahu k P (molární poměry Fe/RRP v BD-I frakci jsou v rozmezí 50-23). Sediment obsahuje také velké množství amorfny Al (hydr)oxidů, které nemají pravděpodobně zcela vyčerpanou sorpční kapacitu (molární poměr Al-RRP ve frakci nad 10). Je jasně patrný úbytek koncentrací Fe (hydr)oxidů, ve vertikálním profilu, dokládající redukční rozpouštění těchto sloučenin. Při pohledu na profil RRP_{BD-I} ovšem pozorujeme stabilní koncentrace RRP ve všech vrstvách. Tento jev je způsoben přednostním rozpouštěním velkého množství přítomných (hydr)oxidů Fe, které nemají navázaný P, neboť jsou méně stabilní než ty s P navázaným na jejich povrchu [7]. Anoxické prostředí a redukční rozpouštění Fe³⁺ dokresluje



Obrázek 5. Výsledky analýz sedimentu z nádrže Myslívny: a) frakcionace sedimentu (prvních 6 nejdůležitějších frakcí), b) složení pórové vody

také nepřítomnost dusičnanů v pórové vodě a spotřeba síranů v hlubších vrstvách (obr. 5b). Síran se v tomto na Fe bohatém sedimentu redukuje na sulfid tvořící právě s redukováným Fe^{2+} sulfid železnatý (FeS). Srážení FeS je jasně patrné na výsledcích frakcionace nabohacováním Fe v HCl frakci v hlubších vrstvách sedimentu (obr. 5a).

Lze uvedená zjištění zobecnit? Do jisté míry ano. Musíme si ale uvědomit, že profily pórové vody a zejména pak děje, které se odehrávají v průběhu sezóny, se mění v závislosti na: i) sedimentaci čerstvých částic různého složení, ii) teploty vody nad sedimentem, která určuje rychlost reakcí a iii) koncentracích dusičnanů a ostatních rozpuštěných iontů ve vodě nad sedimentem. Dostatečná koncentrace dusičnanů ve vodě nad sedimentem může zabránovat nebo alespoň zmírňovat anoxické podmínky a rozpouštění sloučenin Fe-P díky jejich difúzi do sedimentu. Na druhou stranu složení částic, které jsou ukládány několik let, lze oproti proměnlivosti složení pórové vody považovat za stabilní. Pro správnou interpretaci funkce sedimentů v nádrži je proto důležitý pravidelný monitoring složení vody nad sedimentem a v průběhu sezony několikrát analyzovaný profil pórové vody.

Dále je dobré mít na paměti, že dnové sedimenty nádrží a zejména pak přítokové části jsou velice heterogenní. V různých částech často dochází k depozici rozdílného materiálu, který tak ovlivní jak koncentrace a formy P a jeho vazebných partnerů, tak množství organické hmoty a v ní asociovaný P. Při určování míry nebezpečnosti sedimentu pro eutrofizaci nádrže a případnou sanaci sedimentu je tak potřeba provést detailní průzkum distribuce sedimentů např. pomocí více frekvenčních sonarů a odebráním a analýzou dostatečného množství neporušených vzorků sedimentů.

Závěr

Na příkladech třech sedimentů z různých nádrží jsme ukázali použití metody frakcionace a analýzy pórové vody vzorkované pomocí gelových minipeeperů. Interpretací dat a kombinací

obou metod jsme zhodnotili jejich rizikovost k uvolňování P do vody nad sedimentem. Pouhé stanovení koncentrace celkového P, případně Fe a Al nevypovídá nic o jeho potenciálu se ze sedimentu uvolňovat. Stejně tak ani množství potenciálně uvolnitelného P v anoxii ($\text{RRP}_{\text{BD-1}}$) neznámá, že bude za těchto podmínek uvolněn. Závisí na koncentracích vazebných partnerů, čili (hydr)oxidů Fe a Al, vzájemných poměrů těchto partnerů vůči koncentraci P a složení pórové vody a vody v nádrži v danou chvíli.

Poděkování

Tento příspěvek vznikl díky podpoře grantu TAČR č. TAO4021342 Sedimenty vodních děl - identifikace, kvantifikace, charakterizace, sanace - nové postupy s ekonomickou efektivitou.

Literatura

- [1] PSENNER, R., PUCSKO, R. (1988) Phosphorus fractionation: advantages and limits of the method for the study of sediment P origins and interactions. *Arch Hydrobiol Beih Ergebn Limnol*, 30:43–59
- [2] JAN, J., BOROVEC, J., KOPÁČEK, J., HEJZLAR, J. (2013) What do results of common sequential fractionation and single-step extractions tell us about P binding with Fe and Al compounds in non-calcareous sediments? *Wat Res* 47:547–557
- [3] JAN, J., BOROVEC, J., KOPÁČEK, J., HEJZLAR, J. (2015) Assessment of phosphorus associated with Fe and Al (hydr)oxides in sediments and soils. *J Soils Sediments* 15: 1620–1629
- [4] DAVISON, W., ZHANG, H., GRIME, G. W. (1994). Performance characteristics of gel probes used for measuring the chemistry of pore waters. *Environ Sci Technol*, 28(9): 1623–1632.
- [5] JARVIE, H. P., MORTIMER, R. J., PALMER-FELGATE, E. J., QUINTON, K. S., HARMAN, S. A., CARBO, P. (2008). Measurement of soluble reactive phosphorus concentration profiles and fluxes in river-bed sediments using DET gel probes. *J Hydrol*, 350(3): 261–273.
- [6] ZHANG, H., DAVISON, W. (1999). Diffusional characteristics of hydrogels used in DGT and DET techniques. *Anal Chim Acta*, 398(2): 329–340.
- [7] GOLTERMAN, H. L. (2007). The chemistry of phosphate and nitrogen compounds in sediments. Springer Science & Business Media., 251. ISBN 978-1-4020-1951-7

VN VRANOV – SITUACE A MOŽNOSTI ŘEŠENÍ JAKOSTI VODY

Dušan Kosour¹, Jindřich Duras², Roman Hanák³

¹Povodí Moravy, s.p., Dřevařská 11, 602 00 Brno, tel. +420 541 637 312, kosour@pmo.cz

²Povodí Vltavy, státní podnik, Denisovo nábřeží 14, 304 20 Plzeň

³Aquatix a.s., Botanická 834/56, 602 00 Brno

Abstrakt

V průběhu r. 2014 byl podrobně zkoumán živinový režim vodní nádrže Vranov a české části jejího povodí s cílem navrhnout opatření ke snížení míry trofie této nádrže. Bylo zjištěno, že přísun fosforu z povodí Dyjí a Želetavkou ($7,1 \text{ g.m}^{-2}.\text{rok}^{-1}$) zhruba dvojnásobně přesahuje akceptovatelnou úroveň a je primární příčinou eutrofizačních projevů v nádrži. Opatření ke zlepšení tedy vede především přes systematické ošetření bodových zdrojů fosforu v povodí. Zásahy na nádrži samotné neřeší příčinu, ale až následek. Největší potenciál příznivě ovlivnit situaci má dávkování Fe koagulantu do obou přítoků s cílem vyvážit rozpouštěné sloučeniny fosforu z vody do sedimentu. Aplikace chemických látek ale nesmí nahradit proces zlepšování poměrů v povodí nádrže.

Klíčová slova: Vranov; eutrofizace; fosfor; látková bilance; protieutrofizační opatření.

Abstract

Regime of P and N in the Vranov Reservoir and its watershed was studied systematically during 2014. The aim was to propose measures leading to decrease of trophic level of the reservoir. It was found that phosphorus load from watershed by Dyje and Želetavka rivers ($7.1 \text{ g.m}^{-2}.\text{rok}^{-1}$) is approximately twice as high than should be acceptable. High P load is the primary reason of the reservoir eutrophication. Therefore, measures for water quality improvement must be targeted the point pollution sources in the catchment area. Measures aimed at the reservoir itself can only solve the consequences, not the reason. Among them, an application of ferric sulphate in the mouths of both main inflows appears to be the most effective measure, but it must not substitute activities in the catchment area.

Keywords: Vranov reservoir; eutrophication; phosphorus; mass balance; measures against eutrophication.

Úvod

Vodní nádrž Vranov na Dyji se kromě ostatních funkcí vyznačuje i důležitostí rekreačního využívání. To je kromě oblasti hráze soustředěno především v okolí Bítova, tedy do horních partií nádrže, které jsou obecně nejsilněji zatíženy vnosem živin (= fosforu), a tedy i silně predisponovány k vytváření sinicových vodních květů. Logickým důsledkem je nespokojenost s kvalitou vody, suboptimální prosperita rekreační oblasti a poptávka po opatřeních zlepšujících jakost vody.

VN Vranov je také ojedinělým příkladem koexistence rekreačního a vodárenského využití vodní nádrže. Jímání vodárny zde není jako v typických případech u hráze (u hráze je na Vranově naopak rekreační centrum), ale asi 4 ř. km výše na nádrži. Přirozená snaha vodárenské společnosti (VAS, a.s.) zajistit

dlouhodobě dobrou jakost surové vody byla dalším důležitým motivem hledat cestu ke zlepšení situace.

Aby mohla být navržena cesta ke zlepšení jakosti vody v nádrži, bylo nejprve nutné nejen zhodnotit dostupné údaje, ale doplnit také další důležitá data. Proto byl v roce 2014 výrazně rozšířen monitoring nádrže a také přítoků, včetně podrobného sledování vodních toků v povodí nádrže. Cílem bylo co nejlépe specifikovat chování VN Vranov a nahlédnout celou problematiku z pozice látkových bilancí.

Výsledky podrobného průzkumu nádrže i jejího povodí jsou shrnuty a podrobně diskutovány ve studii [1].

Lokalita

Vodní nádrž (VN) Vranov je situována do poměrně úzkého a většinou před větrem chráněného údolí s četnými zákrutami, je protáhlá (~22 ř. km), korytovitého tvaru a poměrně hluboká: maximální hloubka je 42 m, průměrná hloubka 17,5 m. Zásobní prostor nádrže činí 79,67 mil. m³ a zatopená plocha 762,5 ha. Průměrná doba zdržení vody v nádrži se pohybuje podle vodnosti roku zhruba mezi 70 a 170 dny, v letním období však může přesahovat 200–300 dnů (přítok $5 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ a méně). Nádrž je tedy disponována ke stabilnímu teplotnímu zvrstvení, které s sebou nese náchylnost ke kyslíkovým deficitům u dna a také riziko rozvoje vodních květů sinic typu *Microcystis*, kterým vyhovuje hladina chráněná před větrem a omezená cirkulace vody v produkční vrstvě. Za povodňových průtoků může ale doba zdržení klesnout na 18 dnů ($60 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$) a méně, což ukazuje na důležitost jednorázových vstupů fosforu s povodňovými vlnami.

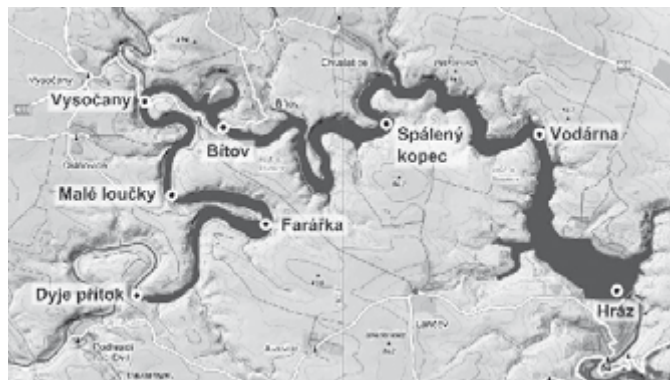
Kolisání hladiny v nádrži dosahuje v průběhu roku 4,0–4,5 m (maximum na jaře, minimum na podzim), což je dostatečné k likvidaci litorálního pásma s vodními rostlinami, jež mají schopnost např. stabilizovat složené rybí obsádky, zvyšovat biodiverzitu a ekologický potenciál.

VN Vranov je zásobována rozhodujícím množstvím vody Dyjí. Přítokem hydrologicky méně významným je Želetavka (~12 % přitékající vody). Hydrologicky v zásadě nevýznamné jsou drobné přítoky ústící rovnou do nádrže. Na těchto přítocích jsou ale často lokalizovány potenciálně významné bodové zdroje fosforu (obce).

Materiál a metody

Pro monitoring VN Vranov bylo zvoleno kromě svislice u hráze ještě 7 dalších svislic (obr. 1). Pozornost byla věnována zejména oblasti jímání vody pro úpravu na vodu pitnou (profil Vodárna) a dále horní části nádrže, kde byl předpokládán důležitý vliv průtokových stavů na vřazování přitékající vody dále do nádrže. Cílem bylo také věnovat se možnému ovlivnění jakosti vody v horních partiích nádrže bohatými vrstvami usazenin, odkud se mohou v letním období uvolňovat sloučeniny fosforu. Nádrž byla sledována v měsíčním kroku s využitím měření multiparametrickou hloubkovou sondou YSI. Směsné (integrální) vzorky byly odebírány z horní 4 m mocné vrstvy vody pro charakteris-

tiku produkční vrstvy. Bodovými vzorky z nejdůležitějších hloubek vodního sloupce byla sledována vertikální zónace jakosti vody. Analýza vzorků byla zaměřena nejen na stanovení živin, ale také na stanovení Fe, tedy prvku, jehož koloběh je spojen s fosforem, a na parametry dokládající chování přítokové vody v nádrži (UV absorbance).

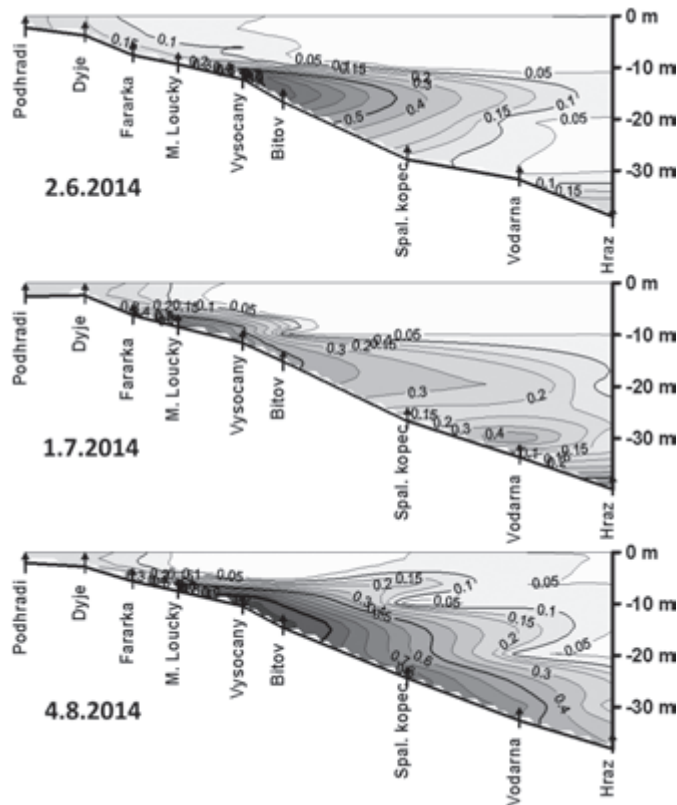


Obrázek 1. VN Vranov – mapa odběrových míst v podélném profilu nádrže pro monitoring v roce 2014

Výsledky a diskuse

Výsledky jsou podrobně pojednány ve studii [1], zde uvádíme pouze stručně přehled nejdůležitějších zjištění.

Odběrový profil Vodárna. Údaje Vodárenské akciové společnosti, a.s. dokládají nejhorší jakost jímání vody v povodňovém roce 2002. Mimo toto extrémní období je jakost odebírané vody zhoršována pouze zvýšenými koncentracemi Fe (do $0,34 \text{ mg.l}^{-1}$) a Mn ($0,15\text{--}0,20 \text{ mg.l}^{-1}$) koncem léta a také mimo vegetační období, kdy se jedná patrně o Fe a Mn vázané na pevných částkách. Počty živých organismů bývají nízké s maximem 1600



Obrázek 2. VN Vranov – koncentrace Mn celkového (mg.l^{-1}) v podélném profilu nádrže v roce 2014; uvedena je situace pouze v období, kdy se zvýšený obsah Mn ve vodě nacházel

jedinců v 1 ml vzorku. Zvýšená přítomnost bakterií v odebírané vodě koncem srpna a v září má zřejmě souvislost s rozkladem odumírajícího planktonu v termoklině, která je tou dobou již poměrně hluboko a může zasahovat do prostoru jímání.

Z pohledu vodárenského využití jsou tedy rizikem kyslíkové poměry s následnou přítomností Mn ve vodním sloupci a samozřejmě také případná expanze fytoplanktonu, zejména sinic. Jedná se tedy o jevy těsně spojené s eutrofizačními procesy, tedy se vstupem fosforu do nádrže.

Z izocharových grafů na základě dat z monitoringu 2014 (obr. 2) je vidět, že postup zvýšených koncentrací Mn do dolních partií nádrže byl zřejmě urychlen působením zvýšených průtoků, které posunuly směrem ke hrázi vodu z přítokové oblasti. Z grafů je také vidět, že k masivnímu uvolňování Mn docházelo především v první třetině nádrže (Loučky, Vysočany, Bítov: $>1 \text{ mg.l}^{-1}$ Mn celk.), zatímco sediment v dolní části nádrže uvolňoval Mn pouze neochotně. To je patrné zejména u hráze, kde se v „mrtvém“ anoxickém prostoru pod hloubkou 30 m (pod nátokem na turbíny) zvyšovaly koncentrace Mn jen mírně.

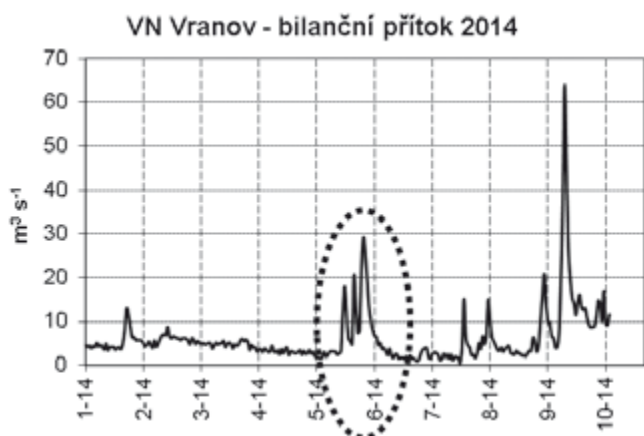
Trendy vývoje jakosti vody ve VN Vranov byly hodnoceny pouze pro profil Hráz a jen pro období posledních 8–10 let, podle ukazatele, protože další data nebyla k dispozici. Bylo zjištěno, že žádný z hlavních ukazatelů eutrofizace (průhlednost vody, chlorofyl a, P celkový) nevykazuje jakýkoli jednosměrný trend. Meziroční variabilita byla poměrně vysoká, částečně byla patrná návaznost na vodnost roku a zejména na vodnost vegetační sezóny (vstup fosforu z povodí, posun vysokých koncentrací chlorofylu a od přítoku směrem ke hrázi). Maximum biomasy fytoplanktonu bylo zjištěno ve velmi vodném roce 2010, kdy velký podíl vody přitékl v několika povodňových událostech během vegetačního období. V roce 2010 byl zaznamenán i nejvyšší rozvoj sinic (max. $73 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$ chlorofylu a).

VN Vranov tedy reaguje – alespoň její dolní část – na letní přísun fosforu. To je důležité zjištění z pohledu navrhovaných opatření k omezení vstupu P. Daty monitoringu bylo doloženo, že velkou důležitost mají během vegetačního období nejen bodové zdroje jako takové (zvyšování koncentrace P celk. a $\text{PO}_4\text{-P}$ v tocích v letním období), ale zejména dosud nedoceněný fenomén kanalizačních odlehčení, kdy během srážkovodtokové události proniká z měst a obcí do recipientu masivní – a nikým nepodchycené – znečištění.

V ostatních hodnocených letech sezónní maxima biomasy fytoplanktonu dosahovala zhruba 30 mg.l^{-1} chlorofylu a, přičemž mohlo jít jak o maxima jarní, tedy nesinicová (2011, 2013), tak o maxima letní, tedy sinicová (2005, 2009). V suchých letech 2008, 2012 a 2014 (ale také v průměrném roce 2007 a v povodňovém 2006 – fytoplankton byl vyplaven) se maxima koncentrací chlorofylu a pohybovala mezi 10 a 20 mg.l^{-1} , což jsou hodnoty z pohledu rekreace koupáním, ale také z pohledu vodárenského využití nádrže, poměrně příznivé.

Hodnocení trendu koncentrací P celkového naráží na diskontinuitu metodiky stanovení, nicméně aktuálně se koncentrace P celkového v epilimniu u hráze v letním období drží zhruba v rozmezí $0,02\text{--}0,04 \text{ mg.l}^{-1}$, což jsou hodnoty příznivé, dokládající vysokou schopnost VN Vranov zachycovat fosfor v horních partiích. Maxima bývají nacházena na jaře v souvislosti se zvýšeným vstupem P vlivem vyšších průtoků. Tato maxima ale s pominutím jarního hnědého vegetačního zákalu rozsivky odezní a s letním rozvojem sinic nesouvisí.

Hodnocení teplotního a kyslíkového režimu VN Vranov rovněž ukázalo významný vliv vodnosti roku. Teplotní gradient hladina–dno je ve vodných letech méně strmý (voda u dna je o cca 5°C teplejší) a anoxické podmínky nastupují u hráze o 1–4 týdny dříve. V roce 2014 byl v nádrži doložen fenomén tzv. kyslíkové pasti, kdy anoxická zóna uzavřela candáty ve stále se zmen-



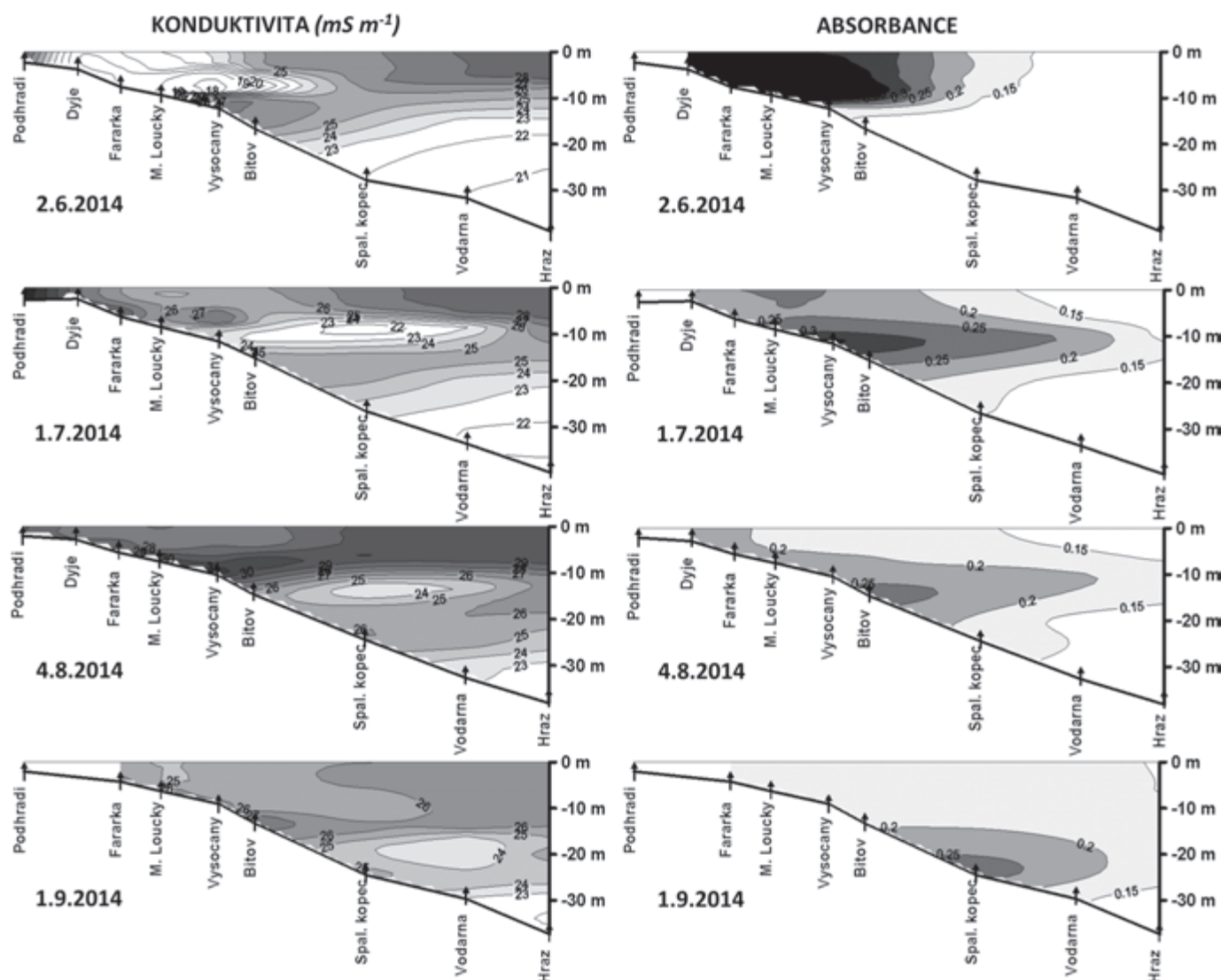
Obrázek 3. VN Vranov – charakteristika vodnosti hodnoceného období

šujícím objemu vody, až uhynuli (grafy pro koncentraci kyslíku na obr. 6 a 7) [6].

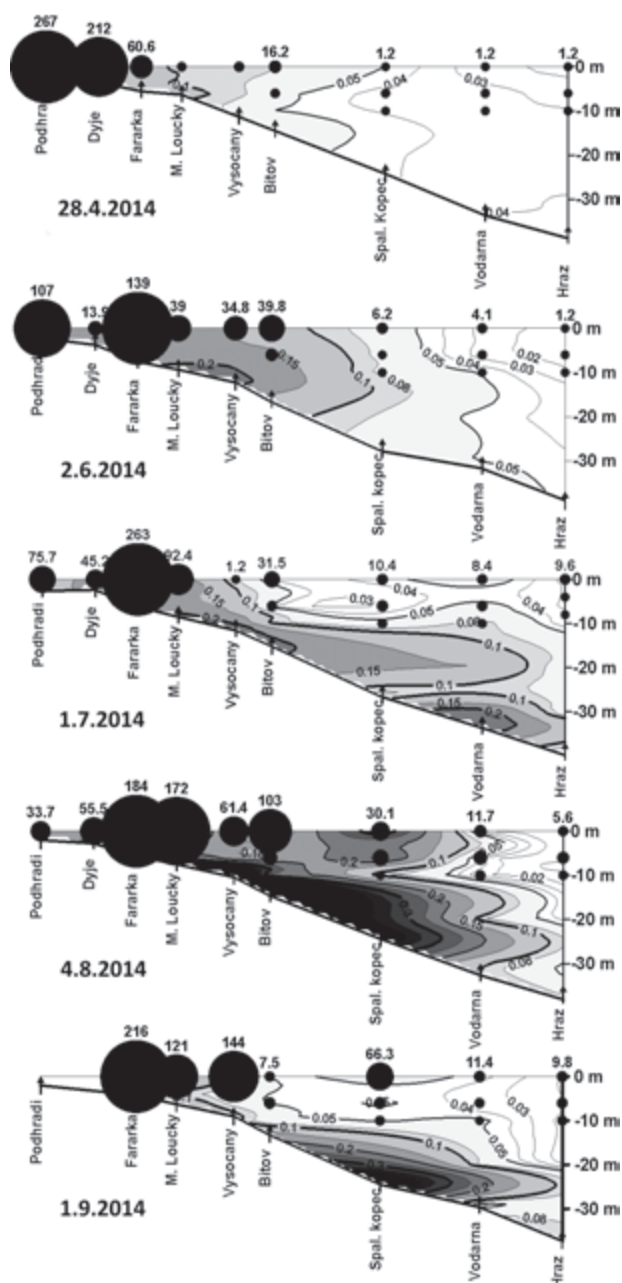
Podélný profil nádrže a Bítov. Celý podélný profil byl sledován pouze v roce 2014. Na chování horní části nádrže lze usuzovat z monitoringu jakosti vody v oblasti Bítova (2008, 2013), kde

odebírání vzorky i hygienická služba. Výsledky potvrzují skutečnosti známé i z jiných dlouhých korytovitých nádrží [Orlík [2], Švihov [3]], tedy že ve vodných letech bývá jakost vody v neeutrofnější horní části nádrže lepší, protože vnesené živiny se dostávají dále do nádrže, kde se teprve růst fytoplanktonu projeví. V suchých letech je tomu přesně naopak. V suchém roce 2014 byla situace na Bítově pro masový rozvoj sinic ($>100 \text{ mg.l}^{-1}$ chlorofylu a) hodnocena v srpnu hygienickou službou nejhorším stupněm 5 (zákaz koupání, černý smajlík), zatímco ve vodném roce 2013 bylo užito pouze příznivého stupně 2 (zelený smajlík). Z uvedeného je zřejmé, že podmínky horní části nádrže jsou velmi proměnlivé s rizikem velmi intenzivních sinicových vodních květů zejména v suchých letech (obr. 5), a také je evidentní, že docílit v živinami tak silně zatíženém úseku stabilně akceptovatelnou jakost vody pro rekreaci nebude vůbec snadné.

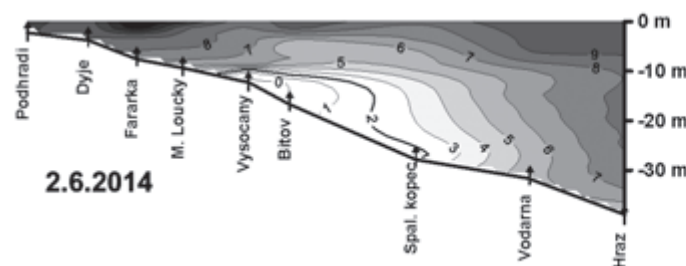
Pro správnou interpretaci chování VN Vranov v průběhu vegetační sezóny je třeba vzít v úvahu vodnost v průběhu hodnoceného období. Z grafu na obr. 3 je vidět, že málo vodná první část roku byla přerušena vyššími průtoky v druhé polovině května. Menší srážkoodtokové události pak byly zaznamenány v červenci. Vliv všech těchto událostí se projevil na jakosti vody a je dobře patrný i v grafech na obr. 4–7.



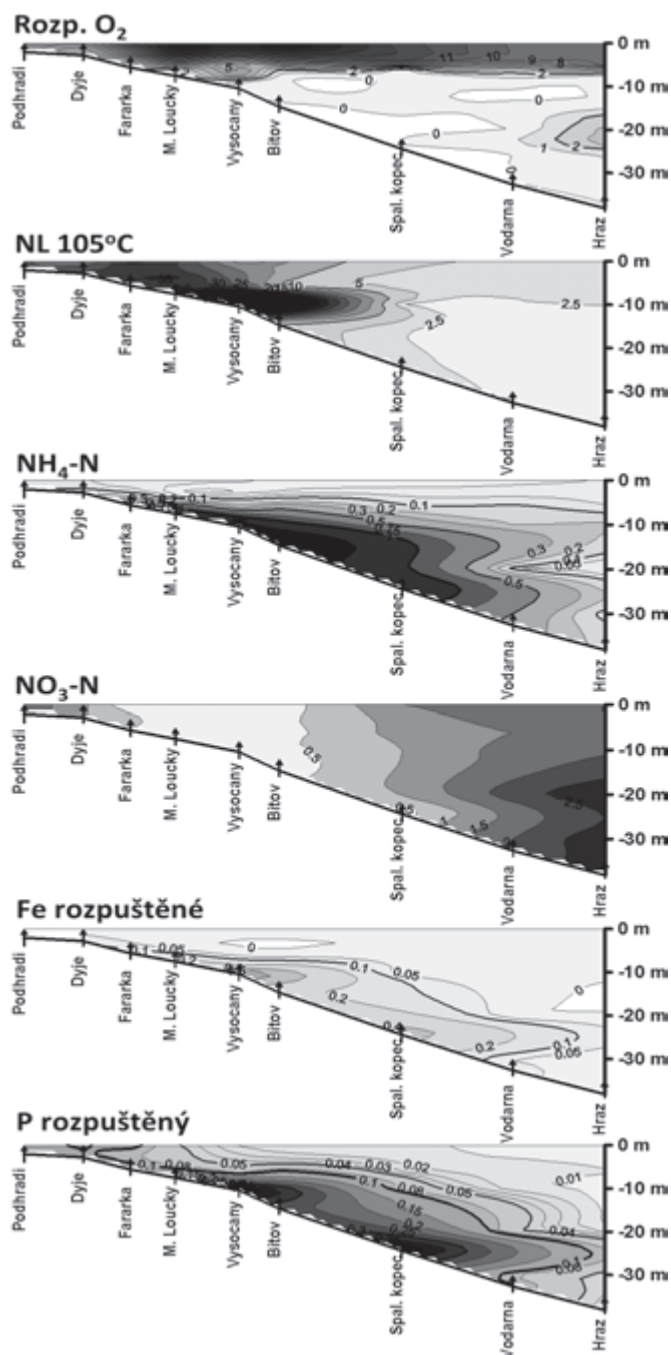
Obrázek 4. VN Vranov – průběh hodnot konduktivity a UV absorbance, tedy parametrů indikujících zasouvání přítokové vody, v podélném profilu nádrže



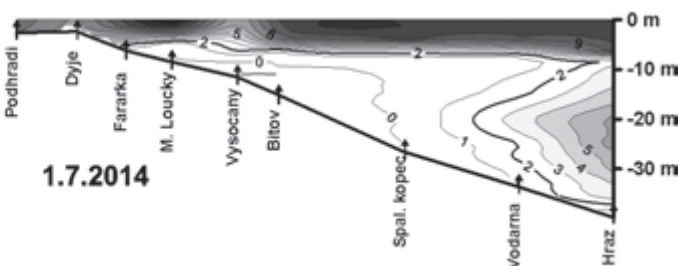
Obrázek 5. VN Vranov – koncentrace P celkového (mg.l^{-1}) a chlorofylu a (mg.l^{-1}) v podélném profilu nádrže v roce 2014; poloměr kruhů je úměrný koncentraci chlorofylu a, která je navíc udána i číselně



Obrázek 6. VN Vranov – rozšiřování kyslíkových deficitů v podélném profilu nádrže. Velmi pravděpodobné je přispění zvýšených průtoků v druhé polovině května (obr. 3) při expanzi metalimnetické anoxické vrstvy.



Obrázek 7. VN Vranov – podélný profil nádrže 4. 8. 2014. Všechny údaje v mg.l^{-1}



Voda vstupující do VN Vranov přítoky má tendenci vřazovat se ve vodním sloupci do hloubky odpovídající teploty. Při tom dochází ke vmíchávání části přítékající vody do epilimnia, tedy do produkční vrstvy vody, kde probíhá růst řas a sinic. Sinice jsou tak zásobovány fosforem. Vřazování přítékající vody názorně dokládají grafy na obr. 4. Dobře patrný je vstup vody po srážkách a vysokých průtocích v květnu (nízká konduktivita a vysoká absorbance) a postup této vody nádrží směrem k nátoku na turbíny. Zároveň je vidět, jak „zimní voda“ o nízké vodivosti postupně opouští nádrž a její objem se zmenšuje – od srpna zůstává pouze již zmíněný „mrtvý prostor“ u hráze pod nátokem na turbíny, kde zůstává jakási stagnující kapsa.

Dobře lze pozorovat i přítok vody s vyšší konduktivitou v červenci, který byl zvýrazněn obdobím mírně zvýšených průtoků (projevily se až v srpnovém grafu). Právě zvýšené průtoky (erozní částice) za snížené hladiny (resuspendovaný sediment) měly silný vliv na chod splavenin a dalších parametrů kvality vody (obr. 7). Oblast vyšší konduktivity při hladině v dolní části nádrže vznikla dlouhodobým výparem vody, jenž nebyl v suchém roce významněji doplňován srážkami.

V podélném profilu nádrže je dobře patrný výrazný gradient jakosti vody. V horní části nádrže převládají vysoké koncentrace fosforu a s nimi spojené projevy silné eutrofie (obr. 5) po celou vegetační sezónu. Na jaře se jedná o rozsivky, v létě obvykle o sinice. Z grafů na obr. 5 je vidět, jak je voda s vysokým obsahem P nasávána do oblasti nátoku na turbíny. To je z pohledu rizika eutrofizace VN Vranov příznivé, protože fosfor je udržován mimo dosah fytoplanktonu. Z pohledu níže ležící nádrže Znojmo to ale znamená naopak zvýšený vstup P přítokem.

Oblast nádrže nad Bítovem je místem intenzivních procesů, jež utvářejí jakost vody, která postupuje dále do nádrže. Probíhá zde intenzivní transport nerozpuštěných látek (sedimentace, později se zaklesáváním hladiny i resuspendace a resedimentace), rozklad organických látek a syntéza jiných, oxidoredukční děje i procesy sorpce a desorpce. Zejména za zvýšených průtoků dochází k transportu rozpuštěných látek do oblasti těsně pod termoklinou, což se týká např. manganu (obr. 2), ale částečně též anoxických podmínek (obr. 6), které zřejmě v r. 2014 takto přispěly k úspěšnému sklapnutí kyslíkové pasti [6]. Nerozpuštěné látky během transportu sedimentují a opouštějí tak svoji původní vrstvu.

V (suchém) roce 2014 byly už v profilu Vysočany (hloubka 10 m) pozorovány anoxické poměry u dna a od začátku srpna úplné vyčerpání jinak bohatě přítomných dusičnanových iontů, jež bylo doprovázeno i výrazně zvýšenými koncentracemi sloučenin fosforu a železa (lokalita Spálený kopec až 0,5 mg.l⁻¹ P rozpuštěný, 0,5 mg.l⁻¹ Fe rozpuštěné a až 0,8 mg.l⁻¹ P celkový a 5,0 mg.l⁻¹ Fe celkové). Situaci na začátku srpna (= po menších srážkoodtokových událostech, viz obr. 3) ilustruje série grafů na obr. 7. Zachycena je nejen produkce NH₄-N u dna, ale také „bezdušičnanová zóna“. Uvolňování Fe a P z usazenin je doloženo grafem pro Fe rozpuštěné a také pro rozpuštěné sloučeniny P: koncentrace P rozpuštěného byly u dna podstatně vyšší než v přítékající vodě. Vysoký podíl tzv. redox-labilních sloučenin fosforu v sedimentech VN Vranov – a tedy riziko uvolňování sloučenin P za nedostatku kyslíku a dusičnanových iontů – prokázal i průzkum sedimentologický. Podobné projevy, byť v menší míře, byly pozorovány ještě v profilu Spálený kopec, tedy zhruba v polovině délky nádrže Vranov.

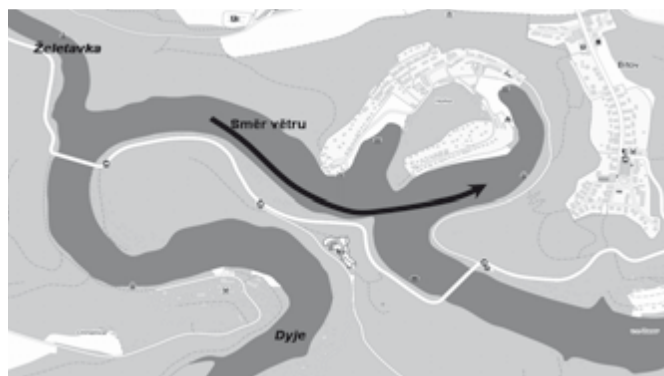
Pozorování v roce 2014 tedy ukázala důležitost horních nehlubokých partií nádrže, kde interakce vody se sedimentem

může ovlivnit (v létě zejména zhoršit) jakost protékající vody tím, že sediment uvolní sloučeniny fosforu. Tomuto faktoru je třeba věnovat další pozornost, protože sedimentem silně zanesené mělké partie VN Vranov mohou způsobovat rezistenci nádrže proti účinku příznivých opatření, která by měla být provedena v povodí nádrže.

Planktonní společenstva byla hodnocena velmi podrobně, zde je uvedena pouze stručná charakteristika. Biologické analýzy potvrzují zjištění z monitoringu chemických parametrů: společenstva dolní části nádrže odpovídají ve vodních létech svým složením spíše (silně) eutrofním podmínkám, zatímco v suchých létech podmínkám spíše méně eutrofním. Během vodního roku 2013, kdy na Bítově nebyly zjištěny sinicové vodní květy, ovládala vodu hustá populace rozsivky rodu *Fragilaria*, jejíž dominance byla umožněna turbulentnějšími poměry v horní části nádrže. Rozsivky pak už dokáží svoji dominanci obhájit i proti sinicím, což může vylepšit hodnocení koupací sezóny (jak se zde stalo i v r. 2013).

Sinicové vodní květy, které rekreační využitelnost nádrže limitují nejvíce, se kultivují masově v horní části nádrže v oblasti Bítova nebo mírně níže. Většina biomasy nejhojněji se vyskytujících sinic (rod *Microcystis*) se nachází v povrchové vrstvě vody. Zde je ovlivňována větrem, jenž může populace sinic přemísťovat. Z tohoto pohledu je zajímavý tvar vranovské nádrže, kde můžeme najít dva velké „sinicové retardéry“ v podobě ostrých zákrut kolmo na směr větru: jedna v okolí hradiště Chvalatice (mezi Bítovem a Spáleným kopcem) a druhá u Spáleného kopce. Tyto zákruty – a letecké snímky ze sinicového roku 2014 to potvrzují – brání postupu sinic hnaných větrem dále ke hrázi. Ovšem za cenu, že se vodní květ hromadí v těchto zákrutách.

Velmi zajímavá je situace v oblasti Bítova, kde letecké snímky napovídají, že západní vítr a s ním i proud povrchové vrstvy vody naráží na ostroh pod hradem Cornštejn, kde se odkloní a zahání sinicový vodní květ přímo do rekreační oblasti v Bítovské zátocy, kde se biomasa sinic hromadí (obr. 8).



Obrázek 8. VN Vranov: situace v lokalitě Bítov, kde proudění vzduchu zahání vodní květ do rekreačně exponované zátoky

Složení zooplanktonu bylo zejména v dolní části nádrže zjišťováno velmi příznivé. Ve vodě se nacházel po celou sezónu vysoký podíl filtrujících perlooček. Součástí společenstva byla trvale i tzv. „velká“ perloočka *Daphnia galeata* v doprovodu menšího druhu *D. cucullata*. Toto zjištění znamená, že filtrační tlak na fytoplankton byl poměrně vysoký, což vedlo k vyšší průhlednosti vody. Zároveň ale přítomnost velkých perlooček ukázala na relativně příznivé složení rybí obsádky, kde eutrofizace nejrůznější populace planktonožravých ryb nejsou příliš husté a kde lze očekávat důležitou roli dravců. Na rybí obsádku tedy – z pohledu stavu zooplanktonu – není třeba vyvíjet nějaký větší regulační tlak.

Rybí obsádka VN Vranov byla ve sledovaném období z pohledu jejího potenciálně eutrofizačního působení ve velmi příznivém složení, jak už bylo indikováno strukturou zooplanktonu. Tento závěr podporují výsledky zpracování výkazů nasazování a výlovků sportovními rybáři, kde byl doložen dlouhodobě poměrně vysoký poměr mezi biomasou dravých a nedravých ryb. Stávající rybí obsádka tedy zřejmě nemá významný negativní vliv na koloběh fosforu a jakost vody nezhoršuje. Přesto lze najít v rybářském hospodaření ještě rezervy, protože stále jsou ještě vysazovány ryby jako amur, tolstolobik a tolstolobec, cejn i tzv. bílá ryba (hlavně plotice), tedy ryby působící svou životní aktivitou pro-eutrofizačně.

Výsledky komplexního monitoringu, jehož cílem bylo zhodnotit ekologický potenciál vodních nádrží [4] ovšem doložily na Vranově ekologický potenciál zničený. Toto hodnocení je nejen důsledkem rybářského hospodaření (nasazování nepůvodních druhů ryb), ale také absence makrofytového litorálu, jehož existenci neumožňuje fluktuace hladiny vody.

Látková bilance nádrže Vranov. Přísun P celkového do VN Vranov činil v letech 2000–2013 23,3 (2011) až 128 (2002) tun za rok, což přepočteno na plochu hladiny nádrže představuje tzv. specifické zatížení 4,4–22,2 g.m⁻².rok⁻¹, což je číslo poměrně vysoké. Hodnota, která charakterizuje současný stav povodí dle výpočtového modelu [7], udává hodnotu vstupu Pcelk do nádrže celkem 37,9 t P, tedy 7,1 g.m⁻².rok⁻¹. To je poměrně vysoké číslo. Pro porovnání – v případě oligo- až mezotrofní nádrže Nýrsko (průměrnost kolem 6 m) se jednalo v letech 1990–2003 o vstup 0,3–2,0 g.m⁻².rok⁻¹ a přísun P do VN Švihov (průměrnost kolem 5 m) se dlouhodobě pohybuje zhruba mezi 0,7 a 2,2 g.m⁻².rok⁻¹, tedy téměř o řád niž než v případě VN Vranov.

Z látkové bilance VN Vranov je jednoznačně patrné, že zásadní význam má zatížení fosforem přítoky, které naprosto převyšuje možné působení např. rybí obsádky. Obtížné je odpovědět na otázku, o kolik by bylo třeba vnější zatížení fosforem snížit. Při použití tzv. Vollenweiderova diagramu [5] (obr. 9) vidíme, že ke hranici mezotrofie se VN Vranov nedostane ani při snížení koncentrace P celkového na polovinu, tedy více, než bylo odhadnuto pro situaci, kdy by v české části povodí byly důsledně ošetřeny všechny bodové zdroje znečištění (všude účinnost 90 % odstranění P, tedy vysoko nad rámec aktuálně platné legislativy). Při interpretaci Vollenweiderova diagramu je ale třeba vzít v úvahu řadu okolností, např. že

(1) zachycení P na ČOV bude znamenat snížení koncentrací především eutrofizačně nejrizikovějšího P rozpuštěného, jenž nyní tvoří kolem 50 % všeho P v obou hlavních přítocích, nebo že

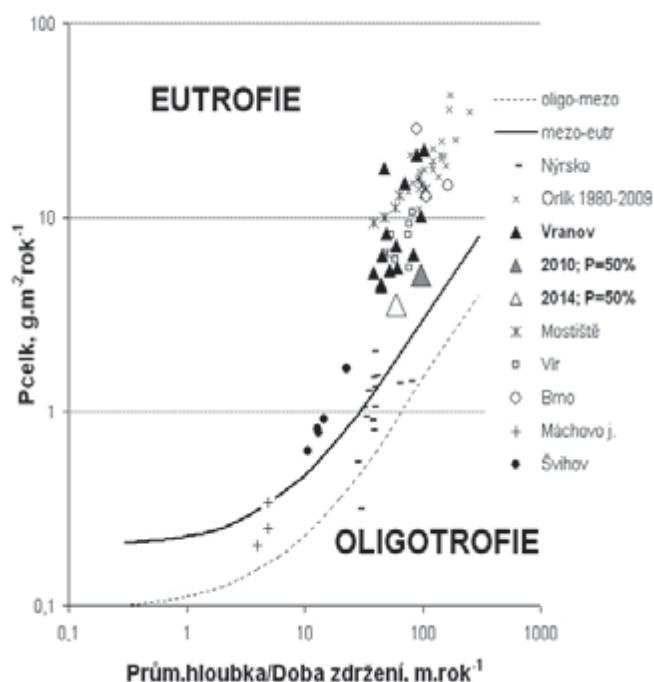
(2) efekt snížení vstupu P se v poměrně hluboké a korytovité nádrži může projevit poměrně výrazně,

zdá se tedy, že důsledně ošetření bodových zdrojů P v povodí (jsou zdrojem 79 % všech emisí P) přinese dostatečné zlepšení jakosti vody v nádrži.

Znovu je ale třeba připomenout, že rizikem zůstávají mleké a silně bahnem zanesené horní partie nádrže, které mají potenciál zlepšenou jakost vody zhoršovat. Jedná se o zcela logické působení rovnovážných mechanismů mezi vodou a sedimentem. Stávající bahno bylo utvářeno po desetiletí vstupem erozního materiálu a nadbytkem fosforu. Po snížení koncentrací rozpuštěných sloučenin P tak lze s vysokou pravděpodobností očekávat uvolňování P z usazenin.

Detailní analýzou bilance fosforu v povodí nádrže a jeho zdrojů se zabývá další práce ve sborníku [8].

Drobné přítoky zaústěné přímo do VN Vranov přivádějí ve většině případů vodu s vysokými koncentracemi P celkového, což vypovídá o nedobré nakládání s odpadními vodami



Obrázek 9. VN Vranov a zatížení vstupem fosforu přítoky z povodí. Znázornění pomocí Vollenweiderova diagramu. Graf porovnává situaci VN Vranov s jinými nádržemi. Zobrazeny jsou i modelové hodnoty pro případ, kdyby došlo ke snížení vstupu P na polovinu, a to za hydrologických podmínek vodního roku 2010 a suchého roku 2014. Osa y: specifický přírůstek P za rok vztahovaný na plochu nádrže. Osa x: podíl průměrné hloubky nádrže a průměrné doby zdržení vody v daném roce.

v obcích ležících na těchto potocích. Z pohledu fosforové bilance celé nádrže je tento vstup živin sice zanedbatelný, ovšem může se projevit lokálně např. rozvojem sinic v zátocích, do kterých každý z těchto toků ústí. Leteckým snímkováním v srpnu 2014 taková situace sice nebyla doložena, ale není vyloučeno, že ve srážkově bohatších letech, kdy drobnými potoky poteče více vody, se znečištění jednotlivých zátok může projevit.

Opatření ke zlepšení jakosti vody

Zásadně snížit přírůstek P je opatření ze všech nejdůležitější. Pozornost se musí zaměřit především na zdroje rozpuštěných sloučenin P (50 % vstupu!), tedy na komunální (včetně drobných) a průmyslové odpadní vody. Zásadní význam mají vody odlehčované – důležitost letních vstupů P prokázala data z monitoringu. Ta klíčová opatření, která mohou vést k požadovanému zlepšení situace, je ovšem třeba realizovat vysoko nad rámec aktuálně platné legislativy, kde přestože technologické možnosti jsou široké, limity pro emise P jsou velmi měkké.

Značný potenciál nejen pro VN Vranov, ale pro celou ČR by mělo zpřísnění legislativy týkající se obsahu P v detergentech, kde se omezení sloučenin P netýká „profesionálního“ použití, tedy prádelny pracujících ve velkém. Totéž bude platit od r. 2016 pro detergenty do myček nádobí – mimo zůstanou všechny restaurace, hotely, jídelny atd.

Je třeba počítat s tím, že při snižování vstupu P do nádrže bude odezva oblasti Bítova nejméně zřetelná. Příčinou je poloha Bítova na horní části nádrže, která je vždy nejvíce postižena eutrofizačními jevy. Úvahy o rozšiřování rekreačních aktivit je vždy vhodné směřovat do dolní části nádrže.

Ochrana Bítovské zátoky před kumulací sinicového vodního

květu větrem a prouděním povrchové vrstvy vody bude aktuální námět i po snížení vstupu P přítoky. Jedná se o námět ke zvažování a případně k rozpracování. Nabízí se uplatnění norné stěny či pneumatické bariéry. Tato opatření by mohla mít využití i v případě lokální aplikace hlinitého koagulantu, viz dále.

Usazeniny v horní části nádrže budou v případě, významnějšího snížení obsahu P v Dyji působit proti očekávanému zlepšujícímu efektu. Tento vliv by bylo po realizaci opatření v povodí Dyje a Želetavky patrně možné eliminovat dávkováním (patrně železitého) koagulantu, který by by uvolňovaný P z vody rovnou odstraňoval.

Dávkování síranu železitého do vody přitékající Dyjí a Želetavkou sice může částečně nahradit opatření v povodí, ale jedná se o opatření nesystémové, snažící se vyřešit jen jednu lokalitu a nikoli krajinu jako celek. Tento přístup považujeme za principiálně škodlivý, odvádějící pozornost od skutečných problémů, které je třeba řešit, byť úzce z pohledu VN Vranov má nepochybně potenciál situaci v lokalitě zlepšit.

Dávkování např. hlinitých koagulantů plošně na nádrž nelze doporučit pro vysoké náklady a nejistý krátkodobý efekt. Ošetření pouze lokální (Bítov) nelze doporučit, protože zlepšené poměry budou s vysokou pravděpodobností během několika dnů vystřídány podmínkami původními (přísun biomasy a živin z horní části nádrže). Lokální ošetření Bítova by připadalo v úvahu pouze v případě možnosti jednu či druhou zátoku od vlastní nádrže oddělit. Taková možnost ale nebyla studií [1] rozpracována.

Sběr sinicového vodního květu speciálním plavidlem byl v sezóně 2014 testován v oblasti Bítova. Vzhledem k měřítku nádrže a také k tomu, že plavidlo lze efektivně využít teprve po vytvoření hladinových povlaků (kdy už je na všechna opatření pozdě), je tento postup, byť odstraní značný objem sinic, neefektivní a nemůže významně přispět k řešení situace.

Aerace v oblasti jímání vodárny byla testována v sezóně 2014, ale efekt na teplotní stratifikaci a kyslíkový režim byl při poměrně vysokých provozních nákladech neměřitelný. Myšlenku lokální destratifikace doporučujeme definitivně zavrhnout.

Zásahy do rybí obsádky nejsou v zásadě třeba, zejména pokud se v nádrži bude držet tak příznivá struktura zooplanktonu jako v roce 2014. Perspektivně doporučujeme nevysazovat cejna, bílou rybu ani amura a tolstolobika.

Závěr

Zatímco dolní část nádrže je – kromě let s vodnou vegetační sezónou – k rekreaci koupáním poměrně vhodná, na Bítově, situova-

ném v horní, živinami nejzatíženější části nádrže, jsou podmínky k rekreaci vhodné jen velmi omezeně. Docílit nápravy v oblasti Bítova je náročný úkol. Příčinou eutrofního (a na Bítově hypertrofního) stavu VN Vranov je příliš vysoký vstup sloučenin fosforu hlavními přítoky, tedy Dyjí a Želetavkou (2014: 7,1 g.m⁻².rok⁻¹). Snížení vstupu P na polovinu lze považovat za adekvátní cíl pro zaměření nápravných opatření v povodí nádrže. Středem zájmu jsou zdroje rozpuštěných sloučenin P, tedy zejména ošetření bodových zdrojů P, přičemž všechna opatření musí být cílena nad „povinný“ rámec stávající legislativy, jinak potřebný efekt nepřinesou. Pomohlo by i zprísňení legislativy upravující obsah P v detergentech.

Opatření, která připadají v úvahu k realizaci přímo na nádrži, jsou už z principu handicapovaná, protože nemají schopnost řešit příčinu, ale pouze následek. Asi nejvýznamnějším je možnost dávkovat do přítoků síran železitý, podobně jako na VN Brno či VN Plumlov. Potenciálně přínosné může být rozpracování ochrany zátok Bítova před naplavováním sinic. Zásahy do rybí obsádky mají v případě VN Vranov jen zcela okrajový význam, doporučena je změna ve vysazování ryb – vyvarovat se bílé ryby, cejna, tolstolobika a amura.

K opatřením, která pro VN Vranov nemají potenciál, aby přinesla zlepšení, patří lokální aerace v profilu Vodárna a sběr sinicové biomasy speciálním plavidlem. Nedoporučena byla aplikace hlinitých koagulantů celoplošně i lokálně.

Při realizaci nápravných opatření je třeba počítat s tím, že zabahnené úvodní partie nádrže mohou mít na další vývoj kvality vody nepříznivý vliv.

Literatura

- [1] KOLEKTIV AUTORŮ: *Studie zlepšení jakosti vod ve vodním díle Vranov*. Pöyry Environment a.s., 2014.
- [2] DURAS J., LIŠKA M., POTUŽÁK J. *VN Orlík v roce 2011*. In: Revitalizace Orlické nádrže 2011. Písek: Svazek obcí regionu Písecko, Povodí Vltavy, státní podnik a Biologické centrum AVČR, 2011.
- [3] DURAS J., LIŠKA M. *VN Švihov- vývoj kvality vody v nádrži*. In: Vodárenská biologie 2010. Praha: Ekomonitor, 2010.
- [4] BLABOLIL P. A KOL. *Současný stav nádrží v České republice z hlediska složení rybích obsádek*. Vodní hospodářství, 2014, roč. 64, č. 9, s. 5–11.
- [5] VOLLENWEIDER R. A., KEREKES J. *The loading concept as basis for controlling eutrophication philosophy and preliminary results of the OECD programme on eutrophication*. Progress in Water Technology, 1982, 12: 5–38.
- [6] DURAS J., KOSOUR D. *Kyslíková past v údolních nádržích*. In: KOSOUR, Dušan et al., ed. *Vodní nádrže 2015: 6.–7. října 2015*, Brno, Česká republika. Brno: Povodí Moravy, s.p., 2015. ISBN 978-80-260-8726-7
- [7] HANÁK R., RYŠAVÝ S. *Jakostní model povodí VD Vranov*. In: KOSOUR, Dušan et al., ed. *Vodní nádrže 2015: 6.–7. října 2015*, Brno, Česká republika. Brno: Povodí Moravy, s.p., 2015. ISBN 978-80-260-8726-7
- [8] FIALA D. *Detailní monitoring odnosu fosforu do VD Vranov*. In: KOSOUR, Dušan et al., ed. *Vodní nádrže 2015: 6.–7. října 2015*, Brno, Česká republika. Brno: Povodí Moravy, s.p., 2015. ISBN 978-80-260-8726-7

DETAILNÍ MONITORING ODNOSU FOSFORU DO VD VRANOV

Daniel Fiala

*Výzkumný ústav vodohospodářský, T. G. Masaryka, v.v.i.,
Podbabská 30, 160 00 Praha 6, tel. +420 220 197 348, fiala@vuv.cz*

Abstrakt

V příspěvku je detailně analyzován průběh odnosu fosforu (P) na dvou profilech: Dyje v Podhradí a Želetavka ve Vysočanech. Monitoring během sezóny 2014 zde probíhal s využitím autosamplerů. Bilance založená na cca 500 denních vzorcích ze samplerů je srovnána s odnosy vypočtenými ze sedmi, resp. čtrnácti vzorků odebraných manuálně s měsíční, resp. 14denní periodou. Tím je názorně doložena jak chyba násobně podhodnocené sumy (**kolik**), tak nejistota distribuce této chyby v čase (**kdy**). Jakýkoli postup založený na manuálně odebraných vzorcích tedy podhodnocuje bilanci až o 65 % a nedostatečné sumy odnesené během krátkých epizod statisticky rozprostírá do period klidového odtoku, které výrazně nadhodnocuje. Zásadním a novým poznatkem je zřetelná odlišnost v chemickém složení transportovaného materiálu (**co**). K výrazné změně došlo na obou řekách po intenzivním propláchnutí říční sítě povodňovou vlnou. Uvedená pozorování jsou zasazena do širších souvislostí celého povodí díky dalším výstupům Modelu kvality vody v povodí Dyje nad VD Vranov.

Klíčová slova: fosfor; eutrofizace; bilance znečištění; management vodních zdrojů.

Abstract

In the article we analyse precisely daily loads of phosphorus from two main tributaries into the Vranov reservoir. During the intensive campaign in 2014 more than 500 samples were obtained by automatic samplers. From their summation total budget was computed and compared with estimation based on monthly or biweekly sampling. Through this comparison we documented large differences (10-65 %) in budgets. Error from underestimation within peaks was distributed upon longer periods of stable discharge. With the help of daily sampling it is not only possible to eliminate these two mistakes (amount and time of emission), but also to elucidate importance of transforming processes in river ecosystems. Autumnal discharge event caused basic transit in water chemistry of both rivers independently.

Keywords: phosphorus; eutrophication; sources of pollution; water resource management.

Úvod

Informace o nejintenzivnějším zaznamenaném vodním květu sinic na VD Vranov v roce 2014 ještě není všeobecně rozšířena ani mezi odbornou veřejností a letošní rok již hrozí jejím zařazením mezi „mediální banality“. Zažíváme letos (léto r. 2015) „extrémní extrém“ nebo nám před očima pouze realisticky začínají vystupovat kontury toho, co klimatologové dlouho nazývají globální změnou klimatu? Ať je naše povaha a odborné zaměření jakékoliv, vyplatí se sledovat projevy těchto výkyvů na našich

řekách a přehradách s co největší pečlivostí (a tedy i s odpovídajícím finančním krytím).

Jsa hydrobiolog a tedy výzkumník zabývající se pouze komplexními systémy s výrazně nelineárním chováním, musím přesto přiznat překvapení nad intenzitou a rychlostí loňské propagace sinic. Při pouhém (!) pohledu na dlouhodobý průběh koncentrace fosforu ve dvou hlavních přítocích VD Vranov, tedy v Dyji a Želetavce, bych sotva kdy predikoval možnost tak masivního rozvoje sinic. A to i s vědomím naznačené nelinearity stran vztahu mezi sukcesí fytoplanktonu a teplotou vody, průtokem, stratifikací, filtrací zooplanktonu i predací ryb.

Protože se ale emisemi fosforu (tj. živiny limitující růst řas a sinic) zabývám již desátým rokem, slévají se mi mnohé (nekvantifikované i nekvantifikovatelné) poznatky z terénu v sílící evidenci. Náš pohledu na problematiku eutrofizace je příliš zúžený. Stále častěji si kladu otázku, proč se vzorkování fosforu odehrává podle logiky chodu laboratoří a ne podle logiky chování fosforu? O jakou část informace se ochuzujeme, když si na oči dáváme „brýle“ stále a pouze dvou metod, tj. filtrace a oxidace? Že by změna byla drahá a náročná, o tom nebudíž pochyb. Co ale můžeme získat?

V příspěvku ukáži, že získat můžeme především „tvrdá“ data o celkové bilanci fosforu namísto dosavadních hrubých odhadů. Pouze na jejich základě se lze následně dobrat realistického rozdělení zdrojů, bodové vs. nebodové, a tedy skutečně podloženého „návodu“ na omezování znečištění. Důležitější zřejmě je, že pouze na jejich základě můžeme spolehlivě hodnotit změny v kvalitě vody, tj. zda stávající opatření a management vůbec vede k očekávanému cíli, resp. zlepšování. Nakonec to vůbec nejdůležitější: ve světle vynořující se změny klimatu můžeme mít k dispozici alternativní scénáře v momentě, kdy bude třeba akutní pomoci.

Vzhledem k faktu, že VD Vranov je důležitým zdrojem pitné vody (ÚV Štítary), regionálním centrem rekreace a zásadním stresorem ekosystému Dyje (NP Podyjí), stojí podle mého názoru vývoj a změny v kvalitě tohoto zdroje za pozornost hlavně dnešním propagátorům výstavby nových přehrad. V jejich úvahách se po hříchu často nedostává pozornosti věnované kvalitě teoreticky zadržené vody.

Materiál a metody

VD Vranov má povodí o rozloze 2221 km², z toho 1756 km² připadá na Dyji (po LG Podhradí), 368 km² na Želetavku (po LG Vysočany) a 97 km² na mezipovodí přímých přítoků a vlastní přehrady (obr. 1). Dlouhodobé roční průtoky jsou 8,81 m³/s v Podhradí a 1,08 m³/s ve Vysočanech. Teoretická doba zdržení je při celkovém objemu 132,6 mil m³ 144 dnů [1]. Plocha orné půdy v povodí Želetavky je 65 % a žije zde 14.089 obyvatel (pouze na české části povodí Dyje žije 29.613 obyvatel).

Ve Vysočanech na Želetavce a v Podhradí nad Dyjí probíhal kontinuální monitoring v roce 2014 po dobu 172 dní, od 5/6 do 23/11. Vzorky z autosamplerů (Sigma 900 MAX a ISCO 6712) byly odebrány v různých režimech slévání (6x150 ml/2h; 6x150 ml/4h; 10x100 ml/2h24'; 5x150 ml/2h; příval

Tabulka 1. Souhrn počtu odebraných a analyzovaných vzorků, způsobů a důvodů jejich odběru v rámci kontinuálního monitoringu

Analyzované vzorky	Dyje - Podhradí	Želetavka - Vysočany
manuálně (z toho píky)	19 (z toho 2)	28 (z toho 12)
samplerem (z odebraných)	226 (z 284)	199 (z 292)
ověřování odběru sací hadicí	8	4
biofilm v sací hadici	3	2
vliv opožděné analýzy	16	15
horizontální heterogenita	8	0
manuálně PMo	7	7

6x150 ml/10'). Stanoven v nich byl celkový fosfor (TP) a zákal (cca 4/5 vzorků) a podle potřeby také $PO_4\text{-P}$, NL_{105} , NL_{550} . První manuálně odebrané vzorky byly na obou profilech získány 29/5, poslední pak 24/11. Během celé kampaně bylo v rámci 17 návštěv odebráno na 700 vzorků (tab. 1). Manu-

**Obrázek 1.** Přehledová mapa povodí VD Vranov.

ální odběry probíhaly převážně ve dvoutýdenním intervalu a kromě in-situ měření teploty vody, vodivosti, nasycení kyslíkem a pH byly tyto hlavní vzorky analyzovány v parametrech $CHSK_{Cr}$, NL_{105} , NL_{550} , $NH_4\text{-N}$, $NO_2\text{-N}$, $NO_3\text{-N}$, $N_{org.}$, TN, $PO_4\text{-P}$, TDP, TP, SO_4 a zákal.

Tabulka 2. Srovnání různých metod výpočtu odnosu fosforu z povodí; na dvou profilech VD Vranov byly vzorky odebrány manuálně buď v měsíčním či dvoutýdenním intervalu a paralelně samplerem v denním intervalu

metoda výpočtu (korig. na 172 dní)	vzorky	N	Podhradí [t]	odchylka [%]	N	Vysočany [t]	odchylka [%]
$Q_r * c_r (1/2 \text{ roku})$	manuální	6	17,4	-10	6	6,5	-38
$Q_m * c_{m-1} \text{ kalendářně}$	manuální	6	15,6	-20	6	3,8	-64
$Q_m * c_{m-1} \text{ průměr měs.}$	manuální	19	16,1	-17	28	6,3	-40
$Q_d * c_{m-1} \text{ symetricky}$	manuální	6	16,7	-14	6	4,5	-57
$Q_d * c_{m-1} \text{ interpolace}$	manuální	6	17,0	-12	6	5,5	-48
$Q_d * c_{2w-1} \text{ symetricky}$	manuální	19	15,5	-20	28	6,2	-41
$Q_d * c_{2w-1} \text{ interpolace}$	manuální	19	15,4	-20	28	5,9	-45
$Q_d * c_d$	sampler	229	19,4	0	204	10,6	0

Hlavní dvě skupiny vzorků, tj. vzorky z manuálních odběrů včetně epizodních událostí a vzorky ze samplerů, nebyly ve výpočtu odnosu smíšeny, ale použity pro nezávislé způsoby výpočtu. Vzorky s vysokým obsahem fosforu byly pro vyvrácení pochybností vznikajících při běžné analýze složité matrice přeměřeny metodou ICP-MS-MS. Díky tomu byly stanoveny i ostatní kovy výrazně ovlivňující dostupnost fosforu (Al, Fe, Mg a Ca).

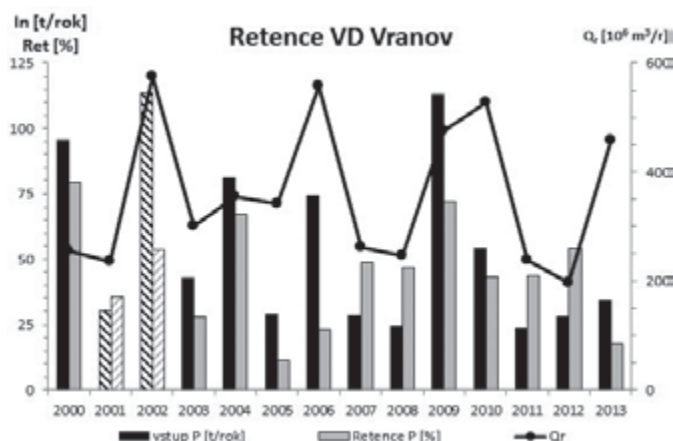
Doplňkem monitoringu na uzávěrových profilech bylo: i) prověření vlivu sací hadice a procesu sání na výslednou koncentraci fosforu (vliv biofilmu), ii) proměření horizontální heterogenity v monitorovaných profilech a iii) prověření vlivu opožděné analýzy.

Pro výpočet odnosu fosforu z povodí bylo použito celkem sedmi matematických metod založených na vzorcích odebraných manuálně v měsíční a 14denní frekvenci. Pro stručnost uvedu pouze hlavní rozdíly. Ze 12 měsíčních hodnot lze vypočítat průměr (c_r) nebo s nimi zacházet samostatně (c_m). K rozdílnému odnosu můžeme dospět, když odběr např. 1. 5. vztáhneme na celý květen jako konstantní hodnotu (c_{m-1} kalendářně) nebo tuto konstantu vztáhneme vhodněji na 30denní periodu, tj. od 15. 4. do 15. 5. (c_{m-1} symetricky). Dále můžeme modelovat denní hodnoty lineární interpolací mezi předchozím a následujícím odběrem (c_{m-1} interpolace) nebo ze všech hodnot v kalendářním měsíci vypočteme průměr (c_{m-1} průměr měs.). Obdobně lze postupovat při 14denní periodě vzorkování (c_{2w-1}). Různé lze zohlednit i průtoky, když použijeme buď průměr roční (Q_r), měsíční (Q_m) nebo denní (Q_d). Srovnávací hodnotou všem sedmi odhadům odnosu je suma denních odnosů vypočtená na základě koncentrací fosforu změřených (!) v autosamplerem odebraných denních vzorcích (tab. 2).

Výsledky a diskuse

Pohledem standartního monitoringu, prováděného prostým bodovým odběrem s měsíční frekvencí, zjistíme, že odnosy fosforu do VD Vranov (graf 1) se za posledních 14 let pohybují v rozmezí od 23 do 114 tun/rok a retence v nádrži mezi

20 až 70 % (zde uvedený odnos nezahrnuje drobné přítoky z mezipovodí vlastní nádrže, ani atmosférickou depozici, které se ale bez podrobnějších měření modelují jako konstantní; odhady byly vypočteny pomocí interpolace měsíčních hodnot koncentrace a průměrných denních průtoků). I když ve vodných letech (např. 2002 a 2006) patří přísuny k vyšším, tak celková závislost ročního odnosu na ročním odtoku je statisticky nevýznamná, stejně jako vztah retence a nelze jej k predikci použít.



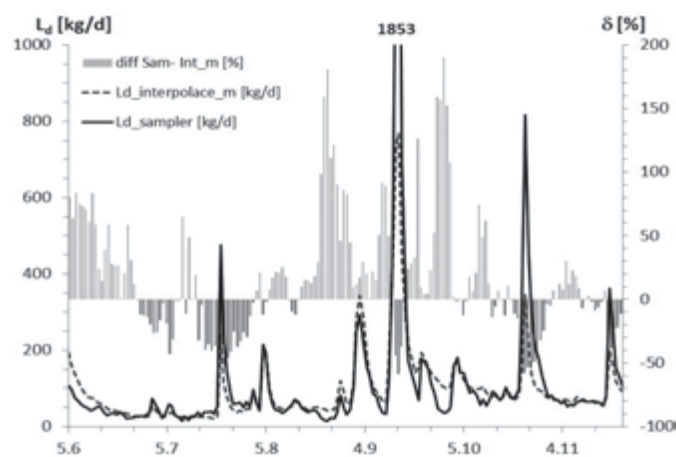
Graf 1. Vstup fosforu do VD Vranov a jeho retence (odnos pro Želetavku a Dyji byl vypočten interpolační metodou, v roce 2001 a 2002 byla k dispozici pouze data z Dyje a nejedná se tedy o součet dvou hlavních přítoků; data Povodí Moravy)

Uvedené odhady ale skrývají dvě vážná rizika: i) nezachycením přívalových epizod „do vzorkovnice“ může být odhad odnosu zásadně podhodnocen a naopak ii) násobně nadhodnocen, zahrne-li jeden vzorek, který „přímo trefil“ krátkou, ale intenzivní událost. Nakolik je tato nejistota, resp. chyba významná, můžeme zjistit srovnáním výpočtu z běžně dostupných dat s výpočtem z hodnot denních koncentrací (tab. 2). Takovou sadu se podařilo získat pro sezónu roku 2014. Ze sedmi výpočetních variant vidíme, že odhady odnosů z menší Želetavky jsou podhodnoceny o 40 až 65 %, zatímco u větší Dyje je tato chyba 10 až 20 %. Je dále patrné, že případný 14denní odběrový interval nejistotu roční bilance nesníží.

Z uvedených výpočtů ale plyne mnohem důležitější souvislost. Při standartním vzorkování se celková bilance nádrže typu Vranov nedá vyjádřit s chybou menší než cca 25 %. Odpovědný manager si potom položí otázku, kolik investičních nákladů spočívá na této nejistotě? Popř. kolik organizačního úsilí, času a finančních nákladů stojí snížení odnosu fosforu o 1/4? A právě takové náklady zůstávají skryty před možností vyhodnocení. Ano, větší úřednickému výkazu stačí vyjádřit daný rok mediánem koncentrací. Nesmíme ale zapomenout, že sinice v nádržích nerostou z úředních závěrů, ale z fosforu.

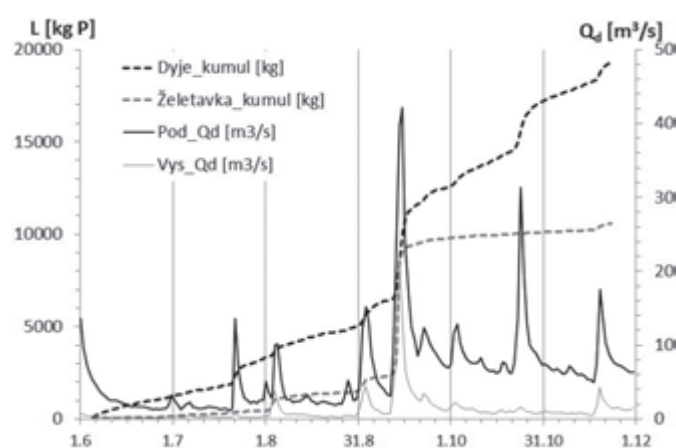
Chceme-li tedy nahlédnout hlouběji pod úroveň byrokratických tabulek a reportů, tedy k samotné příčině eutrofizace, musíme se zajímat, ke kterým periodám se uvedená chyba vztahuje. Tehdy však zjistíme druhé a neméně podstatné zkruslení. Zatímco krátká období pík jsou výrazně podhodnocena, tak dlouhá a klidnější mezidobí jsou naopak nadhodnocena (graf 2). V absolutní míře to ale neznamená, že „nula od nuly pojde“. Naopak! Ani nadhodnocení odnosu připadající na klidná mezidobí nedožená bilanční deficit z pík. Obecně lze říci, že dynamika fosforu je mnohem rychlejší než i týdenní interval vzorkování. Co ale plyne z této druhé, časově rozložené „statistické“ chyby? Například fakt, že partikulo-

vaný fosfor transportovaný během odtokových epizod bude mít z velké části zcela jiný původ, než se obvykle předpokládá. Pouze rozpuštěný ortofosforečnan, dominantně emitovaný z čistíren odpadních vod resp. komunálních zdrojů, totiž může v „požadované“ míře neprocházet v klidných mezidobích uzávěrovým profilem.



Graf 2. Denní odnos fosforu a odchylka modelů - Podhradí

Je-li ale výše popsaná úvaha správná, jsou potom v procesu managementu navazující úsudky o podílech bodových zdrojů ještě více vychýleny ve „falešný“ prospěch nebodových zdrojů. Ostatně takový závěr je často prvním vysvětlením při pohledu na celkový průběh emise fosforu z povodí, hodnotíme-li jej v souběhu s hydrogramem (graf 3). Fosfor transportovaný během náhlých pík je přiřazován erozi na orné půdách (např. Želetavka), zatímco fosfor transportovaný během setrvalých period je přisuzován komunálním zdrojům (např. Dyje). Naštěstí pro Dyji máme k dispozici i matematický model celého povodí VD Vranov (viz příspěvek Ryšavý a kol. v tomto sborníku), který je založen na co dosud nejlepším výpočtu všech známých zdrojů v povodí, a který stran eroze není odkázán na běžně užívaný dopčet vůči celkovému odnosu. Ve zmíněném modelu je shoda sumy všech zdrojů s celkovým odnosem vlastně nezávislým potvrzením správnosti modelování a nikoli matematicky závislou hodnotou!

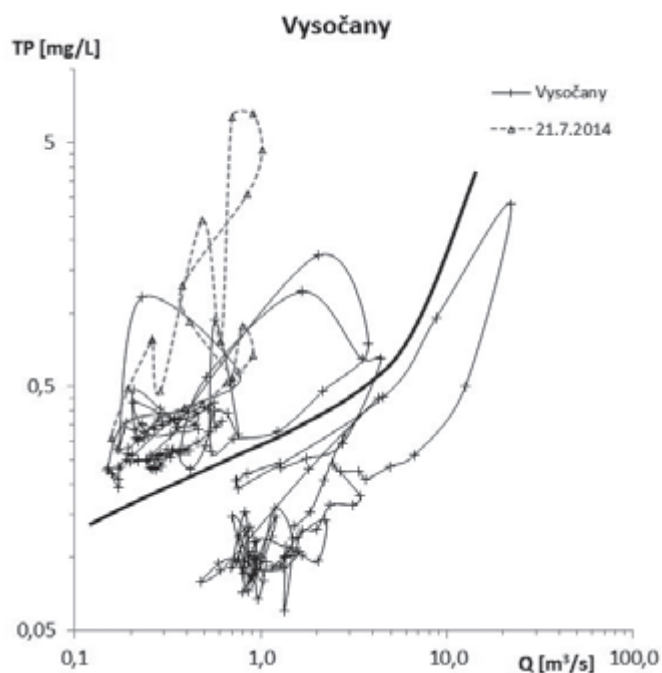


Graf 3. Denní kumulativní odnos fosforu a průtok

I výše uvedené závěry by podle mého názoru byly dostatečným důvodem pro zjišťování odnosu fosforu ve vyšším časovém rozlišení. Nad rámec dvou uvedených cílů popisu bilance fosforu (kolik a kdy) jsem nicméně doufal v osvětlení kvality jeho imise (co) a to na klíčovém místě, tedy těsně před vstupem

do nádrže, ve které bude záhy podle svých možností interagovat s fytoplanktonem.

Pouhý pohled na časovou sérii proměn a posunů v Q-c závislosti, tedy závislosti koncentrace celkového fosforu na průtoku, odhaluje dvě od sebe podstatně vzdálená centra oscilací (graf 4). Při nižších průtocích jsou zaznamenány vyšší koncentrace a naopak. Co je ale neobvyklé, že je mezi nimi tak výrazný odstup. Shluk bodů netvoří typickou, ale kontinuální „hokejku“ postupného nařezávání komunálních zdrojů s rychlým přechodem k exponenciálnímu nárůstu koncentrací při iniciaci erozního odnosu. Touto „mezerou“ lze dokonce proložit křivku, která nám jasně rozděluje studovanou periodu na fázi „před“ a na fázi „po“ (graf 4).



Graf 4. Chronologicky propojený průběh závislosti koncentrace fosforu na průtoku - Vysočany

Co tedy bylo kritickým předělovým dnem v případě Želetavy? Středa 3. září (v Dyji nastala odluka až 11.9.). Pohledem na hydrogram (graf 3) zjistíme, že v inkriminovaný čas protékala korytem řek intenzivní vlna, která se ale od všech letních bouřkových lišila jak pozvolným náběhem, tak výrazně vyšším bazálním průtokem. Na tuto vyšší úroveň se hydrogram vracel až do konce studovaného období. Mnohý čtenář si jistě vzpomene na hydrologické detaily loňského roku. Po nadprůměrně teplé a suché zimě, beze sněhu a tedy bez typické jarní vlny, následovalo extrémně suché jaro a průměrné léto. Na přelomu prázdnin se do ČR dostavily dva týdny trvající velmi pozvolné a vytrvalé deště, které zcela změnily tvar píků, tj. odtokových křivek uvedeným způsobem.

Jaká je však podstata (biologická, chemická či fyzikální) vizualizovaného „vektorového posunu“ během uvedených dvou dnů? Co se s oběma řekami stalo? Změnily se zdroje (hypotézy i a ii) nebo procesy v tocích (hypotézy iii až v)?

i) Nasýtil se půdní horizont a do odtoku se dostala „čistá“ voda z hlubších půdních/geologických vrstev?

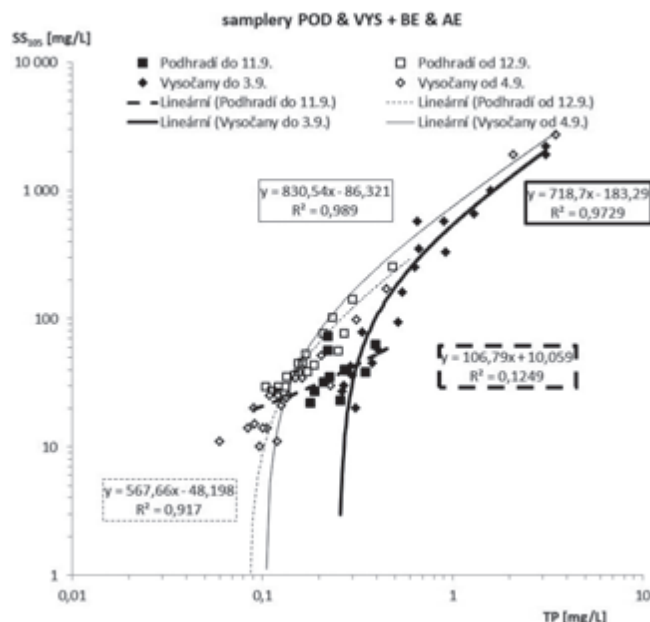
ii) S nadcházejícím podzimem časté deště emitují „mnoho“ půdních, ale fosforem chudých částic?

iii) Došlo k regionálnímu stržení biofilmu, možná až proplachu hyporheálu, což následně vedlo k násobnému zvýšení sorpce SRP a adheze PP do „dna“?

iv) Zkrátila se doba dotoku a partikule tak neměly dostatek času sorbovat SRP během transportu z vody?

v) Poklesla teplota vody a přestal produktivní život sestonu?

Na uvedené otázky jsem zatím nenašel jednoznačnou odpověď a ke každé hypotéze lze přitom uvést podporující výsledky. Při podrobnějším vyhodnocení dalších chemických parametrů tak lze zjistit, že uvedený předěl má mnohem hlubší souvislosti. Změna koncentrace fosforu se netýkala jen závislosti na průtoku, ale také závislosti na množství nerozpuštěných látek (graf 5). Co je ale z ekonomického hlediska zásadní, tak předěl je výrazný i při vynesení závislosti fosforu proti zákalu (levné fyzikální stanovení). Shrnuť do stručného závěru: zatímco před událostí proudily řekami partikule bohaté fosforem, tak po události se jednalo o partikule chudší. Tento posun není u vysokých průtoků tak patrný. Oba „balíky“ mají vedle chemických i výrazně jiné optické vlastnosti a lze tedy předpokládat, že se budou lišit i v sedimentaci a následném chování při sorpci či uvolňování fosforu na hraniční vrstvě u dna. Za pozornost stojí také fakt, že řeky se lišili mnohem více „před“ a „po“, než mezi sebou navzájem.



Graf 5. Závislost koncentrace fosforu na koncentraci NL Vysočany a Podhradí před a po události

Díky zjištěným korelacím bylo nakonec možné velmi přesně vypočítat množství samotných plavenin, tedy základní erodologickou hodnotu. Přepočteno podle dvojice rovnic TP-NL vztahů před a po události je odnos Dyji v Podhradí roven 8.026 t NL/sezónu, tj. 19,364 t TP/sez a pro Želetavku vychází 7.838 t NL/sezónu, tj. 10,578 t TP/sezónu. Tato množství poměrně dobře korespondují s množstvím splavenin vypočteným nejmodernějšími postupy. Krása a kol [2] uvádějí v Podhradí 39.400 t NL/rok a ve Vysočanech 17.400 t NL/rok. Jejich údaje stále vycházejí z dlouhodobého průměru R faktoru deště, zatímco předkládaná měření jsou jeho konkrétní, ani ne jednorocní reprezentací.

Značné úsilí monitorovací kampaně nesledovalo pouze dva prosté cíle, zpřesnění bilance a určení časové nejistoty, tedy dokázat, co se obecně ví nebo tuší. Při rozsáhlých chemických analýzách se podařilo zjistit, že lze toto zpřesnění zajistit ekonomicky úspornější cestou, než je přímé stanovování fosforu.

Nakonec jsem prověřil, že zpřesnění může přinést i hlubší pochopení transformačních procesů. Je věcí dalších měření, zda uvedené poznatky byly pouze souhrou šťastných náhod nebo jsou obecnější povahy.

Douška teoretizující

V praxi se přírodní jev běžně zobecňuje podle našeho teoretického, dobou svého vzniku determinovaného, pochopení. Konkrétně: podle Vollenweiderova modelu z druhé poloviny 20. století nelze rozlišit důležitost příslovečného kilogramu fosforu emitovaného v době jarní mixe od „ekvivalentního“ kilogramu emitovaného na konci letní stratifikace studované nádrže. Netřeba být hydrobiologem, abychom pochopili, že efekt těchto dvou „stejných“ kilogramů na růst fytoplanktonu nebude vůbec shodný. Je ale nepoměrně obtížnější vysvětlit, že dva kilogramy fosforu emitované během stejného letního odpoledne, budou mít také diametrálně odlišný účinek, bude-li první ve formě roztoku ortofosforečnanových iontů volně vplouvat do stratifikovaného epilimnia, zatímco druhý vpadne jako partikule jílu nadto bohaté železem a hliníkem a krom zakalení vodního sloupce způsobí i jeho rozmíchání. Ani tento rozdíl ale není v uvedeném paradigma rozlišitelný a v praxi je často opomíjen. Pracovně jsem to nazval paradox ekvivalence zdrojů a bulvárně vyjádřil rčením, že „není fosfor jako fosfor“ [3]. V této stati uvedené detaily popsany paradox jen prohlubují.

Douška futurologická

Roky 2014 a 2015, resp. zcela odlišný průběh ve vývoji fytoplanktonu na VD Vranov skýtá neuvěřitelně plodnou příležitost k úvahám o dopadech měnícího se klimatu Země na naše vodní zdroje, resp. možnosti se adaptovat. Zatímco rok 2014 postrádal jarní pík z tajícího sněhu a měl suché a teplé jaro, rok 2015 byl „pouze“ horkým létem, byť v mnoha tocích tekly jen odpadní vody. Odraz těchto dvou sérií počasí v sukcesních trajektoriích fytoplanktonu Vranova je všechno jen ne srovnatelný a domnívám se, že ani predikovatelný. Zatímco vloni došlo k extrémnímu rozvoji sinic, letos se odehrála relativně normální sezóna.

Je tedy absence jarní disturbance anebo přítomnost výrazně teplého jara (a pravděpodobně rychlejšího konce jarní mixe a nástup letní stratifikace) natolik závažná, že snadno vychýlí trajektorii sukcese mimo obvyklý „pattern“ PEG modelu [4]? Zatímco nejteplejší léto už tolik změn nezpůsobí? Kdyby toto mělo být v náznaku platit, pak by se probíhající a občas až urputná diskuse o limitech fosforu ukázala jako obzvláště „předpotopní“.

V této chvíli by bylo nasnadě očekávat od odborné veřejnosti spíš debatu nad možností operativního řízení kvality vody díky pásmovému zapojování srážení fosforu na jednotlivých čistírnách (a všechny by měly být patřičně vybaveny!), než debatu zda limity snížit či nesnížit. Měli bychom spíš uvažovat, zda je možné v dostatečném předstihu predikovat/iniciovat masivní aplikaci železitých srážedel, abychom utlumili jarní „vykolejení“.

Zatímco se opět rozhořívá debata o 69 přehradách, tak sotva začínáme tušit, jaký význam mají přirozené disturbance hy-

porheálu na transformační procesy živin (C, N, P) v toku. Zajímá někoho z propagátorů, jaký dopad na kvalitu vody bude mít totální absence těchto disturbancí?

Závěr

Jedním ze zásadních posunů v hodnocení zdrojů fosforu v České republice, resp. v přesnějším zhodnocení příčin eutrofizace, je zapojení autosamplerů do monitoringu odnosu fosforu z povodí. Nejdůležitějším profilem v tomto ohledu je uzávěrový profil těsně nad vodní nádrží. Pouze tam je možné zodpovědět tři fundamentální otázky: Kolik, kdy a co? Neboli: Jaké je množství, čas a forma fosforu vstupujícího do nádrže. Avšak jen za předpokladu dostatečné frekvence odběru vzorků vody, tedy v řádu hodin. Na takto pevném základě je možné stavět jak představy o mechanismu účinku fosforu v nádrži, tak návrhy na efektivní omezení jeho zdrojů. Pouze na takovém základě lze také spolehlivě vykazovat změny v kvalitě vody, resp. ve stavu povodí a tedy dokladovat efektivitu vynaložených prostředků na snižování emisí fosforem.

Ukázal jsem, že zjevným přínosem známosti denního průběhu koncentrace fosforu je navíc možnost pochopit důležitost transformačních procesů. Díky chemické a fyzikální analýze individuálních vzorků následujících v husté sérii, lze podstatně lépe testovat obecné ideje poukazující na důležitost rozdílů v sezonalitě a ve fyzikálně-chemických formách emitovaného fosforu. Nejen že se optimismus při osvětlení transformačních procesů ukazuje jako odůvodněný, ale nabízí se i ekonomicky únosná cesta, jak kvalitativně nové informace v budoucnu získávat. Transformační procesy, na které se při řešení problémů eutrofizace obvykle nedostává pozornost, nabývají v tomto světle na významu. Otevírají se tím cesty jak k optimalizaci opatření, tak se také nabízejí podstatné otázky pro další výzkum.

Poděkování

Zvláště děkuji ing. Romanu Hanákovi (AQUATIS a.s.) za poskytnutí prostoru v rámci projektu „Studie zlepšení jakosti vod ve vodním díle Vranov – Frainer Thaya/Vranovská Dyje“. Za spolupráci v terénu děkuji dr. Petru Lochovskému, za technickou podporu ing. Ondřeji Tauferovi, ing. Lence Matoušové a Šárce Šustrové (všichni VÚV T.G.M., v.v.i.) a ing. Janu Válkovi (Povodí Vltavy, s.p.) za analytickou podporu. Za mimořádnou vstřícnost při užívání prostor limnigrafických stanic děkuji Dr. Evě Soukalové a Karlu Kovářovi (CHMÚ Brno) a v neposlední řadě patří dík panu Šafratovi za poskytnutí vstupu na pozemek.

Literatura

- [1] Vlček, V. (1984). Vodní toky a nádrže. Praha, Academia.
- [2] Krása, J. a kol (2014): Atlas transportu splavenin a erozního fosforu na území České republiky v povodích nádrží ohrožených eutrofizací. ČVUT, Praha, 72 stran, ISBN 978-80-01-05581-6.
- [3] Fiala, D. a Rosendorf, P. (2010): Plošné zdroje fosforu v povodí VN Orlická a její eutrofizace. Vodní hospodářství 60(7): 199-202.
- [4] Sommer, U., et al. (2012): Beyond the Plankton Ecology Group (PEG) Model: Mechanisms Driving Plankton Succession. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 43(1): 429-448.

JAKOSTNÍ MODEL POVODÍ VD VRANOV

Roman Hanák, Stanislav Ryšavý

AQUATIS a.s., Botanická 56, 602 00 Brno, tel. +420 541 554 229, roman.hanak@aquatis.cz

Abstrakt

Vodní nádrž Vranov je postižena výraznou eutrofizací, která má za následek masivní rozvoj sinic. Účelem „Studie zlepšení jakosti vod ve vodním díle Vranov“ [1] byl detailní popis faktorů ovlivňujících stav vod ve VN a to jak v povodí, tak ve vlastní nádrži a následně návrh nápravných opatření. V tomto příspěvku se zabýváme podrobnou analýzou předmětného povodí. Byl zpracován podrobný jakostní model celkového fosforu, jakožto prvku, na němž je míra eutrofizace závislá. Tímto modelem byl také simulován dopad nápravných opatření na stav vod.

Zadavatelem studie bylo Povodí Moravy, s.p. Projekt byl spolufinancován z Programu „Evropská územní spolupráce (EÚS) Rakousko – Česká republika 2007-2013“.

Klíčová slova: eutrofizace; fosfor; model; VD Vranov; zdroje znečištění.

Abstract

Vranov reservoir is affected by significant eutrophication, which has resulted in massive development of cyanobacteria. The purpose of the “Study on the improvement of water quality in Vranov reservoir” [1] was a detailed description of the factors affecting the status of water in the reservoir, both in the basin and in the reservoir and subsequently preparing the draft of corrective measures. In this article we describe a full analysis of the basin. The detailed quality model of total phosphorus was elaborated, because phosphorus is an element that most influences the degree of eutrophication. This model was also used for simulation of the impact of corrective measures on water status.

The study was elaborated for the client Povodí Moravy, s.p. and was co-financed by the Programme “European Territorial Co-operation Austria - Czech Republic 2007-2013”.

Keywords: eutrophication; phosphorus; quality model; Vranov reservoir; sources of pollution.

Úvod

VD Vranov je významnou rekreační lokalitou, kde se ve vrcholové sezóně nachází až 6 000 rekreantů. Současně se ale jedná o nádrž s vodárenským využitím, která poskytuje pitnou vodu pro 65 000 obyvatel. Tato nádrž je ovlivněna významnými projevy eutrofizace, které její využití a rozvoj komplikují. Specifikem povodí VD Vranov je rozdělení na dvě zhruba stejně velké části, a to Českou a Rakouskou.

Cílem studie bylo zmapovat působení negativních vlivů na jakost vod ve VD Vranov. Byly identifikovány zdroje znečištění a kvantifikován jejich vliv na stav vod ve VD Vranov. Následně pak byla navržena nápravná opatření a posouzena jejich efektivita vůči vynaloženým prostředkům.

V rámci studie byl zpracován jakostní model P_{celk} , který je hlavní příčinou eutrofizace VD Vranov. Modelem byly simulovány návrhy opatření a posuzován jejich dopad na vlastní nádrž.

Analýza povodí vodního díla Vranov

Povodí VD Vranov má rozlohu 2 217 km². Z toho je 1 147 km² na území ČR. V celém povodí VD Vranov žije cca 100 000 obyvatel, na území ČR pak cca 47 tisíc. Hustota osídlení je zde poměrně malá (cca 45 obyvatel na km²; průměr pro ČR je 133).

Celá studie se opírá o velmi důkladný sběr dat. Jedná se v první řadě o dlouhodobé měření průtoků i jakosti vod prováděné Povodím Moravy, s.p. na téměř 50 profilech. Pro účely této studie byla uskutečněna také masivní monitorovací kampaň za účelem ověření největších zdrojů znečištění v povodí.

Komunální zdroje znečištění

V zájmové lokalitě se nachází 114 obcí a 194 katastrálních území. Základní jednotkou pro analýzu povodí byla zvolena jednotlivá katastrální území, která mají charakter samostatné zástavby. Ve studii bylo počítáno nejen s obyvateli trvale žijícími v řešené lokalitě, ale také s rekreanty, kteří tuto lokalitu využívají.

Celkem se v zájmovém území nachází 27 komunálních ČOV (17 mechanicko-biologických ČOV a 10 biologických rybníků). Na tyto čistírny je napojeno 56% z celkového počtu obyvatel. V porovnání s průměrem v ČR (80%) [2] je tato hodnota nízká. Pro zpřesnění informací o likvidaci odpadních vod byl realizován monitoring stávajících ČOV. Byly provedeny tři typy monitoringu: i) základní monitoring (7 vybraných ČOV), ii) jednorázový monitoring (22 zbývajících ČOV, včetně průmyslových) a iii) monitoring celých sídel v řekách nad městem a pod ním.

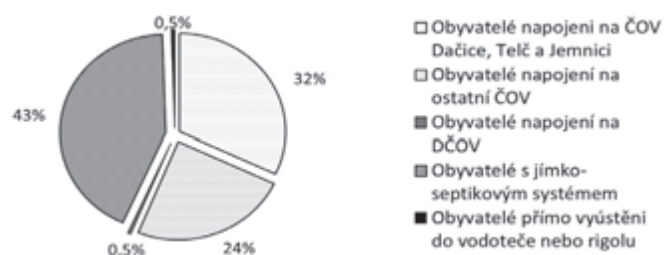
Pro účelné napojení obyvatel na kanalizační systémy zakončené ČOV je důležitá velikost obcí. V zájmovém území se ale nachází velké množství sídelních útvarů s nízkým počtem obyvatel. Katastry s počtem obyvatel menším než 50 tvoří dokonce čtvrtinu z celkového počtu a v obcích pod 300 obyvatel pak žije téměř 1/2 celkového počtu obyvatelstva. Tato struktura osídlení je z hlediska efektivity likvidace odpadních vod značně nepříznivá.

Individuální způsoby likvidace odpadních vod využívá 20 830 obyvatel (44% obyvatel v zájmovém území). Množství fosforu, které se dostane do vodního toku je závislé na způsobu likvidace odpadních vod [3]. Pro každou obec byl vytvořen soubor hodnot, popisující množství vypouštěných živin za rok.

Průmyslové zdroje znečištění

Větší část výrobních podniků vypouští odpadní vody přes komunální ČOV. Do bilance vstoupilo pouze 9 významných průmyslových podniků s vlastním vypouštěním odpadních vod.

Celkové hodnoty vypouštěného znečištění z průmyslových zdrojů v daném území jsou velmi malé, a proto můžeme konstatovat, že průmyslové zdroje nemají významný vliv na stav kvality vody ve VD Vranov. Jediným opravdu významným producentem odpadních vod v zájmové oblasti je Masožávod Krahulčí a.s. Jedná se o potravinářský průmysl, který produkuje odpadní vody z výroby vysoce zatížené P_{celk} . Velikost zatížení z tohoto podniku je jedna z nejvyšších v celém povodí.



Graf 1. Způsoby likvidace komunálních odpadních vod



Graf 2. Procentuální zastoupení zdrojů P_{celk} v povodí VD Vranov

Ostatní bodové zdroje

Byla provedena analýza vlivu rybníčního hospodaření na stav P_{celk} v tocích. Rybníky mají dobrý potenciál pro snižování P_{celk} i N_{celk} , nicméně vlivem velmi intenzivního hospodaření se z lokality, která snižuje nutrienty, může stát značný producent. V našem zájmovém povodí se ale intenzivní chovy nenacházejí. Nalézt zde můžeme jen polointenzivní chovy a rekreační rybolov. Bilance krmení a hnojení proti produkci ryb činí 1,6 t P_{celk} ročně, tj. 5% celkových vstupů a proto rybníční hospodaření nemá zásadní význam na jakost vody ve VD Vranov.

Difúzní zdroje v naší studii představují množství P_{celk} , které jsme zjistili na základě monitoringu toků, ale nemáme pro ně konkrétní uživatele. Velký difúzní zdroj byl identifikován v povodí toku Myslůvky, kde má zásadní dopad na koncentraci P_{celk} v této řece a významně ovlivňuje bilanci i v Moravské Dyji. Další difúzní zdroj se nachází v povodí Telčského potoka. Zde se pravděpodobně jedná o působení vlastního města Telče a difúzní zdroj zde představují černé výustě kanalizací a odlehčovací komory.

Plošné zdroje znečištění

Protože v ČR dosud nebyla ustavena síť profilů pro monitoring výhradně zemědělských mikropovodí, byly i v rámci tohoto projektu sledovány čtyři mikropovodí striktně bez komunálních zdrojů a jedno povodí lesní se stejnou podmínkou. Mikropovodí byla rovnoměrně rozmístěna po ploše povodí VD Vranov tak, aby zvolené profily zastupovaly hlavní půdní typy. Protože naměřená data neobsáhla celý rok, byla pro model použita data ze starších studií [4]. Výsledky přesto potvrdily dřívější poznatky, že orná, resp. zemědělská půda není výrazným zdrojem fosforu, ale naopak rozhodujícím zdrojem dusíku, a to i v hydrologicky abnormálním roce.

Model P_{celk}

Na základě detailního rozboru jednotlivých zdrojů v povodí můžeme konstatovat, že bodové zdroje jsou pro koncentraci P_{celk} určující. Z bodových zdrojů je pak hlavní komunální vypouštění.

Tabulka 1. Zdroje P_{celk} v české části povodí VD Vranov

Zdroje P_{celk}	P_{celk} [t/rok]	P_{celk} [%]
Komunální	17,4	58%
Průmyslové	1,4	5%
Rybníky	1,6	5%
Lesy	1,7	6%
Zemědělská půda	4,2	14%
Vodní plocha	0,4	2%
Zastavěná půda	0,1	0%
Difúzní zdroje	3,1	10%
Celkem za ČR	29,8	100

V české části povodí VD Vranov se každoročně vyprodukuje cca 30 tun fosforu. Zde uvedená tabulka udává významnosti jednotlivých skupin zdrojů P_{celk} na našem území. Na základě analýzy zpracovaného bilančního modelu P_{celk} odvozujeme, že na rakouské části povodí se vyprodukuje 14 tun fosforu. Je velmi pravděpodobné, že velikost plošných zdrojů je v obou zemích zhruba stejná a potom musíme konstatovat, že na území ČR je do vodních toků vypouštěno cca 2,5x více fosforu z bodových zdrojů než v Rakousku. Jejich úroveň čištění odpadních vod v ukazateli P_{celk} je tedy násobně vyšší. To je dané zejména mírnými požadavky české legislativy na odstraňování fosforu z odpadních vod.

Roční přísun P_{celk} do VD Vranov je 37,9t. V nádržích v povodí dochází k částečné retenci fosforu. V našem území tuto retenci odhadujeme na cca 14% ze zdrojů vypouštěných do vodních toků. Hlavním přítokem do VD Vranov je Dyje, ale velmi významným přítokem je také Želetavka, ke které jsme přistupovali stejně detailně jako k páteřnímu toku. Dyje přináší do VD Vranov 30,6t P_{celk} za rok (při průměrné koncentraci 0,110 mg/l) a Želetava pak 5,3t P_{celk} za rok (při průměrné koncentraci 0,135 mg/l). Přestože koncentrace P_{celk} v Želetavce je vyšší, hlavní pozornost je třeba upřít na Dyji, protože její nižší koncentrace je způsobena naředěním méně zatíženou vodou z Rakouského území. Moravská Dyje opouští ČR s koncentrací 0,175 mg/l a po většinu toku na našem území má koncentraci nad 0,200 mg/l.

Abychom zamezili masivní tvorbě sinic, bylo by třeba snížit koncentrace na obou hlavních přítocích pod 0,05 mg/l. V současné době jsme od této hodnoty velmi vzdáleni.

Z výše uvedených grafů je patrné vysoké zatížení Moravské Dyje fosforem, na kterém se podílí Telčský potok (město Telč), Myslůvka (Masozávod Krahulčí a.s.) a město Dačice. Přitoky Bolíkovský potok a Vápovka mají naopak pozitivní efekt. Na Želetavce se projevuje vliv větších sídel jako je Želetava a Jemnice.

Hlavní problémy povodí

Zájmové území se vyznačuje poměrně nízkou hodnotou osídlení a velkým počtem malých sídelních útvarů. Z hlediska čištění odpadních vod je toto uskupení poměrně problematické. Současná úroveň napojenosti obyvatel na ČOV je nízká – 56%. Ani vlastní čistírny nejsou často navrhovány na účinnou eliminaci fosforu, z 27 ČOV v povodí je zde 10 biologických rybníků a pouze 4 ČOV jsou vybaveny technologií na srážení fosforu. Průměrná účinnost odstraňování fosforu v čistírnách v našem povodí je cca 60%. To jsou zajisté velice nízké hodnoty, které je třeba významně zlepšit.

Naše návrhy opatření se tedy zaměřují v první fázi na velké

obce a města. Na tato místa dodáváme nové ČOV, případně měníme systém likvidace odpadních vod (biologické rybníky vs. mechanicko-biologické ČOV). V rámci návrhů je také popisované zvýšení účinnosti odstraňování fosforu, a to na průměrnou úroveň dosahovanou v Rakousku (90%). Plné využití potenciálu současných a budoucích ČOV je základním předpokladem pro zlepšení stavu vod ve VD Vranov, bez kterého se opravdu výrazné zlepšení jakosti vody nedá předpokládat.

Plné využívání možností ČOV ovšem nevyžaduje současná legislativa. Abychom měli šanci navrhnout účinná opatření, bylo nutno jít mnohem dále, než jsou limity vycházející ze současné legislativy, a proto je většina opatření jen stěží vymahatelná. Tato studie se ale zabývá dlouhodobým vývojem a doufáme, že dojde k významnému zpřísnění emisních limitů, které by motivovaly provozovatele k plnému využívání možností ČOV. Zatím je třeba se intenzivně věnovat osvětové činnosti a pozitivní motivaci provozovatelů ČOV a obecních samospráv, aby se dosáhlo kvalitnějšího čištění odpadních vod.

Návrhy opatření na snížení vypouštění P_{celk}

Bodové zdroje znečištění představují zdaleka největší skupinu zdrojů P_{celk} , a proto jsou i nápravná opatření situována

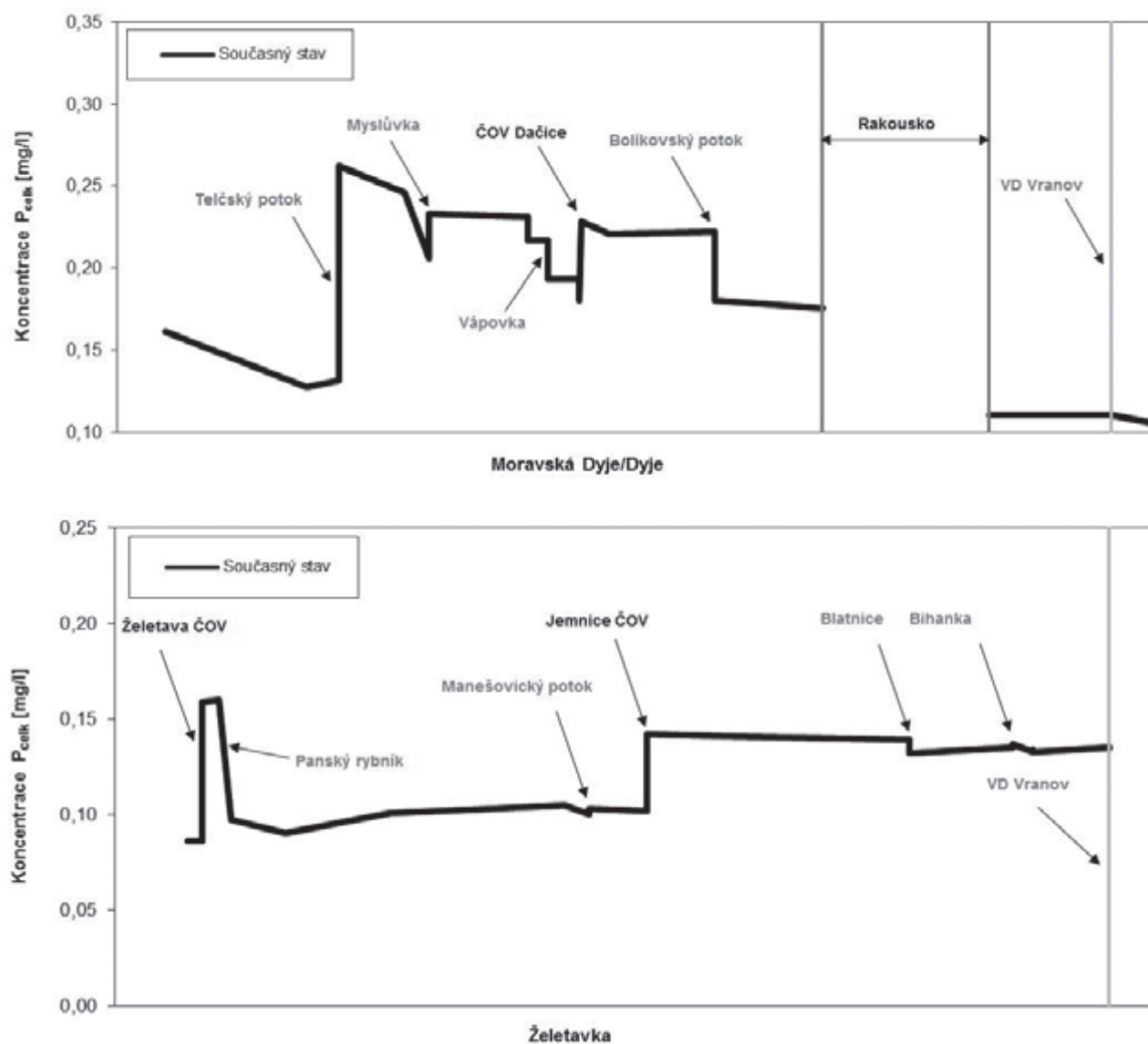
na tyto zdroje. Základem pro snížení produkce P_{celk} je vybudování efektivní čistírny odpadních vod na kanalizační síti, která není zatížena netěsnostmi.

Navržená opatření jsou zaměřena na odkanalizování dosud neodkanalizovaných obyvatel, rekonstrukce stávajících netěsných kanalizačních systémů a návrh nových, nebo modernizaci stávajících ČOV. Vysokou účinnost odstraňování fosforu lze dosáhnout instalací technologie pro chemické srážení fosforu, a to i u mechanicko-biologických ČOV malých kapacit. Aby bylo možné navrhnout účinná opatření, bylo nutno jít dále než udává současný legislativní rámec, který citelně zaostává za současnými běžně dostupnými technologiemi.

Navržená opatření byla rozdělena do sedmi scénářů opatření. V rámci jednotlivých scénářů byly nastaveny priority (velikost zdroje, stav připravenosti, efektivita). Scénáře jsou základně řazeny dle časové osy realizace opatření.

I. scénář - akce, které se již realizují, nebo v nejbližší době započnou s výstavbou. Financování těchto akcí je již zajištěno. Jedná se o 12 akcí, které dohromady nemají zásadní dopad na zlepšení jakosti vody ve VD Vranov, přesto ale některé tyto akce jsou velmi významné (rekonstrukce kanalizace a ČOV v Dačicích, rekonstrukce havarijní ČOV Třebětice atd.)

Navazující **Ib. scénář** – přidání srážení fosforu na současných ČOV odstraňuje z přítoku do VD Vranov pouze 0,34 t P_{celk}



Graf 3. Vývoj koncentrace P_{celk} v Moravské Dyji/Dyje a Želetavce

za rok, ale vzhledem k jeho velice nízkým investičním nákladům se jedná o nejefektivnější opatření z těch, které navrhuje. Shodně s ostatními scénáři, které se zabývají zvýšením účinnosti ČOV v parametru P_{celk} se jedná o špatně vymahatelné opatření.

II. scénář – akce, které již mají zpracovanou dokumentaci nebo vyřízena povolení a čekají na schválení dotací. Scénář obsahuje 15 připravovaných akcí, které jsme nenavrhovali, z nichž velká část nemá na snížení fosforu žádný vliv a některé akce dokonce současný stav i zhoršují. Jedná se vesměs o odkanalizování malých sídelních útvarů (průměrně pod 100 obyvatel) na vlastní ČOV. Přínos pro VD Vranov je pouhých 250 kg a to převážně zásluhou dvou akcí, které jsou efektivní (výstavka kanalizace a ČOV ve Staré Říši a Budči).

III. scénář představuje akce, které jsme vyhodnotili jako efektivní pro zlepšení stavu jakosti vod ve VD Vranov i pro zlepšení stavu povodí. Jedná se o 16 akcí, které mají několikanásobně vyšší dopad než všechny předešlé scénáře. Realizace tohoto scénáře by měla být nyní prioritní. Dopad na koncentraci v tocích již je patrný, obzvláště pak na Moravské Dyji. Tento scénář zahrnuje také opatření, kde zásadně měníme již existující systémy čištění odpadních vod. Jedná se o nahrazení několika biologických rybníků mechanicko-biologickými ČOV. A také zde navrhujeme přesun vypouštění odpadních vod z ČOV Štítary do povodí Jevišovky, které není tak citlivé na nadbytek fosforu.

IIIb. scénář zahrnuje zvýšení účinnosti na ČOV se srážecím fosforu (ať už současně ČOV, tak ty navržené v předchozích scénářích) na 90%. Tuto vysokou úroveň účinnosti je možné dosáhnout plným využitím současných technologií čištění odpadních vod při správném provozování čistírny. Jedná se o poměrně špatně vymahatelné opatření, které ale má veliký účinek na stav vody v tocích a nevyžaduje další investiční náklady. Provozní náklady ovšem vzrostou, vlivem vyššího dávkování síranu železitého i zvýšené péče o ČOV. Nejedná se ale o nedosažitelné účinnosti. Jako vzor nám může posloužit srovnání s Rakouskem, kde průměrná účinnost odstraňování P_{celk} je 92%. Plné využití potenciálu ČOV se jeví jako velmi logický a správný krok na cestě za snížením P_{celk} .

IV. scénář představuje komplexní řešení všech sídelních útvarů, kde je pro každý tento útvar řešen způsob likvidace odpadních vod. Protože tento scénář řeší většinou velmi malé obce, je zde efektivita vynaložených prostředků poměrně nízká.

Je také zajímavé, že tento investičně velmi náročný scénář má na VD Vranov prakticky stejný dopad jak scénář IIIb, tj. zvýšení efektivity na současných a budoucích ČOV. Pokud chceme snížit dopad fosforu v tocích je třeba se ale věnovat i malým sídelním útvarům.

IVb. scénář je poslední, který jsme zpracovávali a obdobně jako scénář IIIb je zde navržena také zvýšená účinnost odstraňování P_{celk} a to na 90%. Zvýšená účinnost je navržena na mechanicko-biologických ČOV z IV. scénáře, ať již se jednalo o nové nebo stávající čistírny. Toto opatření se dotkne velkého počtu míst a zvedá účinnost poměrně skokově o velikou hodnotu, zvláště pak na menších ČOV, proto je dopad opatření velmi výrazný. Bodové zdroje P_{celk} jsou v tomto scénáři redukovány na 7,5 t/rok. Toto je hodnota velice podobná odhadovanému množství vypouštění bodovými zdroji v Rakousku v současnosti. Proto je třeba vnímat tento scénář jako reálný, ke kterému bychom měli směřovat.

Ani posledním scénářem se nedostáváme v ústí do VD Vranov pod hodnotu 0,05 mg/l. Nicméně i snížení na 0,084 mg/l v Dyji a 0,071 mg/l v Želetavce má zásadní význam. Snížen by byl fosfor z bodových zdrojů (rozpuštěný fosfor), který je eutrofizačně nejrizikovější. Tím by se mělo prodloužit období bez sinic a snížit jeho dosahované maxima.

Závěr

Pro snížení eutrofizace VD Vranov, která omezuje její vodárenské a rekreační využití je nejdůležitější snížení přísunu fosforu do nádrže. Při návrhu nápravných opatření jsme se zaměřili na komunální zdroje, které představují až 70% celkových zdrojů P_{celk} . Analýzou povodí bylo ověřeno, že úroveň likvidace odpadních vod v Rakousku je na výrazně lepší úrovni než v ČR a proto se návrhy opatření týkají pouze povodí na území ČR. Jakostním modelem pak byl ověřen dopad těchto opatření. Hlavní důraz je třeba klást na zlepšení účinnosti odstraňování fosforu na současných ČOV a na eliminaci úniků odpadních vod v kanalizační síti. Nicméně pro významné zlepšení současného problému s nárůstem sinic je třeba řešit likvidaci odpadních vod ve všech sídlech v povodí a to s maximální možnou účinností. Jako maximální scénář byl tedy simulován stav, kdy veškeré odpadní vody končí na ČOV a účinnost odstraňování fosforu je 90%. Tento stav se v současnosti může jevit jako nedosažitelný, nicméně ale odpovídá současnému stavu čištění odpadních vod v Rakousku.

Tabulka 2. Sumarizace dopadů jednotlivých scénářů na stav P_{celk} v povodí VD Vranov

Parametry	Současný stav P_{celk}	Dopad scénáře na P_{celk}						
		I.	Ib.	II.	III.	IIIb.	IV.	IVb.
Celkové zdroje [t/rok]	42,01	41,16	40,64	40,38	36,16	33,99	33,42	29,05
Celkový úbytek zdrojů [t/rok]		0,85	1,37	1,63	5,85	8,02	8,58	12,96
Úbytek zdrojů v daném scénáři [t/rok]		0,85	0,52	0,26	4,22	2,17	2,74	4,38
Látkový tok nad VD Vranov [t/rok]	37,91	37,08	36,74	36,62	32,84	31,3	30,77	27,13
Úbytek látkového toku nad VD Vranov [t/rok]		0,84	1,19	1,44	5,22	7,09	7,14	10,78
Úbytek látkového toku nad VD Vranov v daném scénáři [t/rok]		0,84	0,35	0,25	3,78	1,87	1,92	3,64
Investiční náklady na realizaci opatření [mil. Kč]		-	2,15	206,3	283,5	0,384	2 072	0,774
Investiční náklady na odstraněnou tunu P_{celk} v ústí do VD Vranov [mil. Kč]		-	6,14	825,2	75	0,205	1 079	0,213

Po případné realizaci maximálního scénáře by měla klesnout koncentrace P_{celk} v ústí do nádrže na 0,084 mg/l v Dyji a 0,071 mg/l v Želetavce. Tyto hodnoty stále nejsou na úrovni koncentrace 0,05 mg/l, kterou považujeme za hranici eutrofizace. Velmi výrazné snížení koncentrací rozpuštěného fosforu by ale mělo znamenat významné zkrácení období sinicových květů a snížit jejich intenzitu.

Literatura

- [1] PÖYRY ENVIRONMENT a.s., *Studie zlepšení jakosti vod ve vodním díle Vranov*, 2014
- [2] ČESKÝ STATISTICKÝ ÚŘAD, 2012
- [3] JOSEF HEJZLAR, *Metodika bilanční analýzy zdrojů živin v povodí*, 2010
- [4] PÖYRY ENVIRONMENT a.s., *Jakostní model řeky Jihlavy nad VD Dalešice*, 2013

ABWASSERBEHANDLUNG IN ÖSTERREICH

Ernst Überreiter

*Austrian Federal Ministry of Agriculture and Forestry, Environment and Water Management, unit IV/3,
National and International Water Management, Marxergasse 2, 1030 Vienna,
tel. +431 711 007 112, ernst.ueberreiter@bmlfuw.gv.at*

In Österreich ist eine **flächendeckende Abwasserbehandlung** sichergestellt. Alle rund 640 Siedlungsgebiete ab 2.000 Einwohnergleichwerten (EW₆₀) sind mit kommunalen Kläranlagen ausgestattet. Darüber hinaus wird auch in kleineren Siedlungsgebieten, in Streusiedlungen und in den alpinen Lagen das Abwasser adequat gesammelt und behandelt.

Der **Anschlussgrad** an kommunale Kläranlagen von mehr als 50 EW₆₀ konnte in Österreich über die Jahre stetig gesteigert werden. Mit Ende 2012 waren **94,5%** der Bevölkerung an zentrale Kläranlagen angeschlossen. Der restliche Abwasseranteil von ca. 5,5% der Bevölkerung wurde in Hauskläranlagen ≤ 50 EW₆₀ gereinigt oder in Senkgruben gesammelt und regelmäßig mit dem Tankwagen zu zentralen Kläranlagen transportiert. Wesentlich beigetragen zum hohen Anschlussgrad hat der bestehende Anschlusszwang an öffentliche Kanalisationssysteme. Demnach ist jedes Gebäude innerhalb eines Mindestabstandes zum Kanal an diese anzuschließen. Hintergrund des Anschlusszwanges sind nicht nur Umweltschutz- bzw. Gewässerschutzgründe, sondern auch die Sicherstellung eines wirtschaftlichen Betriebes der Kläranlage bei vertretbaren Kosten für den Einzelnen.

Abhängig von der Siedlungsstruktur und der Topographie - immerhin liegen zwei Drittel Österreichs in alpinem Gebiet - wurden zentrale Sammelsysteme oder dezentrale Lösungen errichtet. Große zentrale Sammelsysteme und Kläranlagen befinden sich in den großen Städten, wobei die Hauptkläranlage Wien mit 4.000.000 EW₆₀ die größte ist, sowie in den Ballungsräumen um die Städte herum und auch in den mit kilometerlangen Sammlern ausgestatteten Alpentälern. Dezentrale Systeme findet man eher in den Streusiedlungen des Alpenvorlandes, den Hochgebirgsregionen und in isolierten Lagen innerhalb von Siedlungsgebieten. Obwohl der Anschlussgrad an zentrale Anlagen weiterhin gesteigert wird, ist ein 100%iger Anschlussgrad in Österreich auch in Zukunft weder sinnvoll noch möglich.

Seitens der Europäischen Kommission wurde seit Auslaufen der Umsetzungspflichten der **EU Richtlinie 91/271/EWG** über Sammlung und Behandlung von kommunalem Abwasser mit Ende 2005 bereits mehrmals die **vollständige Erfüllung der Richtlinienvorgaben durch Österreich** bestätigt. Damit einher geht auch die Erfüllung der Vorgaben in Bezug auf die **weitergehende Reinigung**, konkret der **Nährstoffentfernung**. In Österreich wurden keine einzelnen (nährstoff-)empfindlichen Gebiete ausgewiesen, sondern der sogenannte Gesamtgebietsansatz gemäß Artikel 5(8) der Richtlinie gewählt. Sowohl Stickstoff als auch Phosphor werden im gesamten Staatsgebiet um jeweils zumindest 75% reduziert. Tatsächlich betrugen die Entfernungsraten Ende 2012 sogar 80% für Gesamtstickstoff und 90% für Gesamtphosphor. Der Gesamtgebietsansatz wurde in Österreich bereits vor Beginn des EU Beitritts verfolgt und legte gemeinsam mit strengen Emissionsgrenzwerten die Basis für die heutige Erfüllung der

Richtlinienvorgaben in Bezug auf die weitergehende Reinigung. Österreich hat Anteil an den drei großen internationalen Flussgebietseinheiten Donau, Rhein und Elbe. Alle diese drei Flüsse entwässern in nährstoffempfindliche Gebiete. Erst 2007 hat Rumänien die Schwarzmeerküste und das Donaodelta als empfindliches Gebiet ausgewiesen, wodurch die Reinigungserfordernisse im gesamten Donaueinzugsgebiet als Einzugsgebiet dieses empfindlichen Gebietes erhöht wurden. Analoges gilt für Rhein und Elbe, die in die Nordsee entwässern.

Startpunkt des systematischen Ausbaus von Kanälen und Kläranlagen in Österreich war in den 1960er Jahren. Damals führte die Eutrophierung der alpinen Seen aufgrund direkter Einleitungen von Abwasser aus den umliegenden Häusern und Hotels zum Einbruch des für Österreich sehr wichtigen Seentourismus. Das Problem konnte durch den Bau von **Ringkanalisationen um die Seen** gelöst werden. Dabei wird das Abwasser der um einen See liegenden Gebäude gesammelt, in einer Kläranlage behandelt und erst im Unterlauf des Sees wieder in das Fließgewässer eingeleitet. Der Erfolg lässt sich sehr gut an den sinkenden Nährstoffkonzentrationen im See über die Jahre verfolgen. Heute haben alle Seen in Österreich wieder ausgezeichnete Badewasserqualität.

Als Unterstützung für den Ausbau der siedlungswasserwirtschaftlichen Infrastruktur wurde ein staatliches Investitionsförderprogramm eingerichtet. Dieses Programm hatte in der **ersten Phase** von 1968 bis 1992 den **Fokus auf den Ausbau in Gebieten mit hoher Bevölkerungsdichte**. Das macht insofern Sinn, als ca. 98% der gesamten Abwasserfracht aus Siedlungsgebieten mit mehr als 2.000 EW stammen. In einer **weiteren Phase** ab 1993 wurden die Förderungen auch auf den **ländlichen Raum** ausgedehnt, sodass heute in Österreich eine flächendeckende Abwassersammlung und -behandlung sichergestellt ist. Insgesamt wurden in den Jahren von 1959 bis 2013 über **45 Milliarden Euro in Österreichs Kanäle und Kläranlagen investiert**.

Derzeit findet in der Abwasserwirtschaft ein Paradigmenwechsel statt, wobei es langsam zu einer **Verlagerung vom Neubau zu Erhaltung und Instandhaltung von bestehenden Anlagen** kommt.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass in Österreich eine flächendeckende Abwasserbehandlung sichergestellt ist. Zentrale Sammel- und Behandlungssysteme in Gebieten mit hoher Bevölkerungsdichte werden durch individuelle Systeme und geeignete Maßnahmen in strukturschwachen Regionen ergänzt. Klare rechtliche Vorgaben, ein Anschlusszwang an öffentliche Kanalisationen, strenge Emissionsgrenzwerte und nicht zuletzt die staatliche Unterstützung der hohen Investitionen in Errichtung und Wartung der Infrastruktur sichern den hohen Standard der Abwasserbehandlung. Erfolge sind im guten qualitativen Zustand der österreichischen Gewässer ablesbar. Seitens der Europäischen Kommission wurden die vollständige Umsetzung der Kommunalen Abwasserrichtlinie

91/271/EWG und der Badegewässerrichtlinie regelmäßig bestätigt. Speziell mit der flächendeckend weitergehenden Behandlung zur Entfernung der Nährstoffe Stickstoff und Phos-

phor leistet die Abwasserbehandlung nicht nur einen Beitrag zur Reinhaltung der nationalen Gewässer, sondern auch zum Meeresschutz.

NAKLÁDÁNÍ S ODPADNÍMI VODAMI V RAKOUSKU

Ernst Überreiter

*Austrian Federal Ministry of Agriculture and Forestry, Environment and Water Management, unit IV/3,
National and International Water Management, Marxergasse 2, 1030 Vienna,
tel. +431 711 007 112, ernst.ueberreiter@bmlfuw.gv.at*

V Rakousku je zajištěno celoplošné nakládání s odpadními vodami. Všechny asi 640 sídelních oblastí s ekvivalentními obyvateli nad 2000 (EO) je vybaveno komunálními ČOV. Kromě toho i v menších sídelních oblastech, v roztroušené zástavbě a v alpských oblastech jsou odpadní vody odpovídajícím způsobem jímány a likvidovány.

Stupeň napojení na komunální ČOV sídel s více jak 50 EO se během let v Rakousku neustále zvyšoval. Do konce roku 2012 bylo více než 94,5 % obyvatel napojeno na centrální ČOV. Zbývající podíl odpadních vod ve výši cca 5,5 % obyvatelstva byl čištěn na domácích ČOV ≤ 50 EO nebo jímán v žumpách a pravidelně vyvážen fekálními vozy k likvidaci na centrálních ČOV. K vysokému stupni napojení na veřejné kanalizace přispěl také stávající tlak na připojení.

Podle toho je každá budova v rámci minimální vzdálenosti od kanalizace povinna se na ni připojit. Důvodem tohoto nátlaku není jen ochrana životního prostředí, resp. ochrana vod, ale také zajištění hospodárního provozu ČOV při současném zachování únosných nákladů pro jednotlivce.

V závislosti na struktuře sídel a topografii, ostatně dvě třetiny Rakouska leží v alpské oblasti, byly budovány buď centrální sběrné systémy, nebo decentralizovaná řešení likvidace odpadních vod. Velké centrální sběrné systémy a ČOV se nacházejí ve velkých městech, kde hlavní čistírna odpadních vod pro Vídeň se 4 000 000 EO je z nich největší, stejně jako v městských aglomeracích nebo v alpských údolích, vybavených kilometry dlouhými sběrači. Decentralizované systémy se nacházejí spíše v roztroušených sídlech v podhůří Alp, ve vysokohorských oblastech a v izolovaných místech uvnitř sídelních oblastí. Přesto, že se stupeň napojení na centrální ČOV nadále zvyšuje, není stoprocentní napojení v Rakousku ani do budoucna smysluplné ani možné.

Poté, co měla být povinnost vyplývající ze směrnice 91/271/EHS o čištění městských odpadních vod dokonce roku 2005 naplněna, Evropská komise opakovaně potvrdila, že Rakousko beze zbytku splnilo zadání této směrnice. S tím souvisí také splnění zadání ve vztahu na další stupně čištění, konkrétně odstraňování živin. V Rakousku nejsou vykazovány žádné jednotlivé oblasti, citlivé na znečištění živinami, ale podle článku 5(8) Směrnice bylo zvoleno takzvané celkové zatížení území. Na celém území státu je dusík a také fosfor redukován nejméně o 75 %. Ve skutečnosti dosahovaly hodnoty odstraňování celkového dusíku koncem roku 2012 dokonce 80 % a celkového fosforu 90 %. Celoplošná bilance byla v Rakousku sledována ještě před vstupem do EU a tvořila spolu s přísnými emisními hodnotami základ pro dnešní splnění požadavků směrnice

ve vztahu k dalším stupňům čištění. Území Rakouska zasahuje do třech velkých mezinárodních povodí, povodí Dunaje, Rýna a Labe. Všechny tyto tři řeky odvodňují území citlivá k zatížení živinami. Rumunsko až v roce 2007 vykazovalo pobřeží Černého moře a deltu Dunaje jako citlivé území, což zvýšilo požadavky na čištění odpadních vod v celém povodí Dunaje. Analogicky to platí stejně pro Rýn a Labe, ústící do Severního moře.

Začátek systematické výstavby kanalizací a čistíren odpadních vod v Rakousku spadá do 60. let minulého století. Tehdy vedla eutrofizace alpských jezer v důsledku přímého vypouštění odpadních vod z okolních domů a hotelů k poklesu pro Rakousko velmi důležité jezerní turistiky. Problém vyřešila výstavba kruhových kanalizací kolem jezer. Odpadní voda z budov v okolí jezer je odváděna na ČOV a vypouštěna do řek až pod jezery. Úspěch tohoto řešení lze dobře sledovat na snižující se koncentraci živin v jezerech v průběhu let. Dnes mají všechna jezera v Rakousku znovu vodu ve vynikající kvalitě pro koupání.

Pro podporu výstavby vodohospodářské infrastruktury v sídelních oblastech byl zřízen státní investiční podpůrný program. Tento program se v první fázi v letech 1968 až 1992 zaměřil na výstavbu v oblastech s vysokou hustotou osídlení. To je logické, protože cca 98 % celkového znečištění pochází ze sídelních celků nad 2 000 EO. V následující fázi po roce 1993 se dotace týkaly rovněž venkovských oblastí, takže dnes je v Rakousku odvádění a likvidace odpadních vod zajištěna celoplošně. Celkově bylo v letech 1959 až 2013 v Rakousku investováno do kanalizací a ČOV přes 45 miliard eur.

V současné době probíhá v procesu likvidace odpadních vod v Rakousku určitá změna paradigmatu, protože dochází postupně k převažujícím rekonstrukcím a rozšiřováním stávajících zařízení nad výstavbou zařízení nových.

Závěrem lze konstatovat, že v Rakousku je likvidace odpadních vod zajišťována celoplošně. Centrální sběrné systémy likvidace odpadních vod v oblastech s velkou hustotou osídlení doplňují individuální systémy a vhodná opatření v regionech se slabou infrastrukturou. Jasně právní předpisy, tlak na připojení se na veřejnou kanalizaci, přísné emisní limity a v neposlední řadě státní podpora vysokých investic do výstavby a údržby infrastruktury zajišťují vysoký standard nakládání s odpadními vodami. Úspěchy jsou patrné v dobrém kvalitativním stavu rakouských vod. Evropská komise také pravidelně potvrzuje plnění požadavků směrnice 91/271/EHS o čištění městských odpadních vod a směrnice 2006/7/ES o řízení jakosti vod ke koupání. Zejména celoplošné odstraňování živin jako jsou dusík a fosfor přispívá nejen k udržení čistoty rakouských vod, ale také k ochraně moří.

VYSOKÁ EUTROFIZAČNÍ ÚČINNOST FOSFORU PŮVODEM Z ODPADNÍCH VOD V NÁDRŽI LIPNO

Josef Hejzlar¹, Petr Znachor¹, Z. Sobolík², Vladimír Rohlík²

¹Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice, tel. +420 387 775 876, hejzlar@hbu.cas.cz

²Povodí Vltavy, státní podnik, závod Horní Vltava, Litvínovická 5, 370 01 České Budějovice

Abstrakt

Nádrž Lipno je eutrofizovaná podhorská nádrž s hlavním účelem pro hydroenergetiku, ale také s velkým rekreačním využitím pro koupání a rybolov. Nádrž v současnosti nesplňuje požadavky na dobrý ekologický potenciál podle Rámcové vodní směrnice. Na základě komplexních dat pro období 1991–2012 zahrnujících hydrologii, vodohospodářské řízení nádrže, kvalitu vody v nádrži a jejích přítocích, biologické ukazatele v nádrži (fytoplankton, ryby, makrofyty), vypouštění odpadních vod, využití krajiny a demografii povodí byla provedena bilance zdrojů živin vstupujících do nádrže a byly vyhodnoceny vztahy mezi živinovým zatížením a kvalitou vody včetně dopadů na biologické ukazatele. Modelová analýza změn koncentrace a retence živin v nádrži během ročního cyklu ukázala, že pro eutrofizaci a vznik vodního květu sinic je klíčové vnitřní zatížení nádrže fosforem, které souvisí především s relativně malým vstupem fosforu z odpadních vod. Cesta ke zlepšení kvality vody a ekologického potenciálu nádrže může vést pouze výrazným snížením fosforu z odpadních vod a současně s opatřeními pro podporu růstu litorálních makrofyt.

Klíčová slova: fosfor; komunální odpadní vody; rybolov; vodní makrofyty; řízení kvality vody.

Abstract

The Lipno dam lake is a eutrophicated piedmont reservoir with the main purpose of hydropower, but also with significant recreational use for swimming and fishing. The lake currently does not meet the requirements for good ecological potential by Water Framework Directive. Based on comprehensive data for the period 1991–2012 that included hydrology, water management, water quality in the lake and its tributaries, biological indicators (phytoplankton, fish, macrophytes), waste water loading, land use and demography of lake catchment, a balance of sources of nutrients entering the lake was set up and relations between nutrient loading and water quality, including impacts on biological indicators, were assessed. Model analysis of changes in the in-lake concentration and retention of nutrients during the annual cycle showed that the internal loading and cycling of phosphorus is crucial for eutrophication and an occurrence of cyanobacteria blooms, which are linked mainly with a relatively small input of phosphorus from wastewaters. The way to improve lake water quality and ecological potential can only lead through a significant reduction in the load of phosphorus from wastewater together with measures to promote growth of littoral macrophytes.

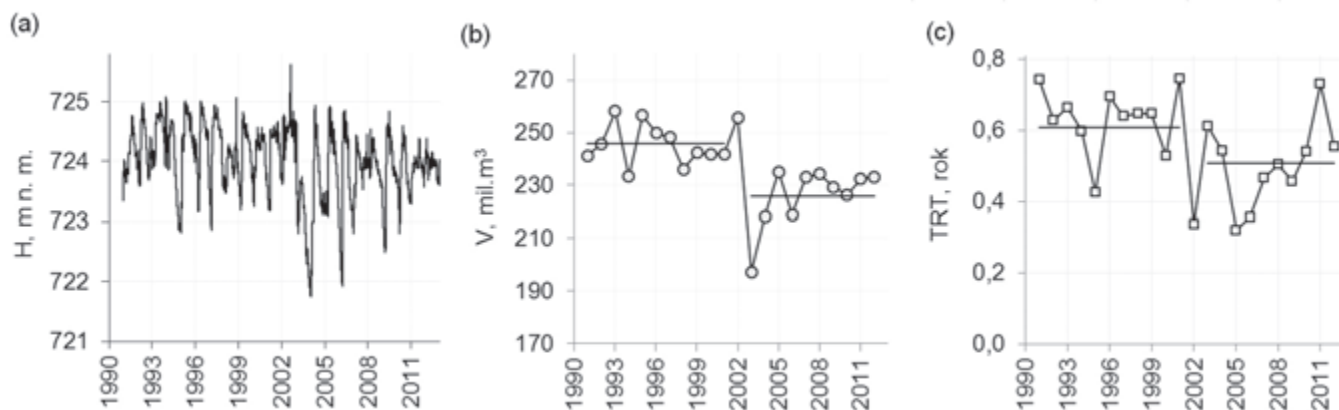
Keywords: phosphorus; municipal wastewaters; angling; water macrophytes; water quality management.

Úvod

Eutrofizace v důsledku vysokých koncentrací fosforu (P) je problém, který způsobuje neplnění požadavku na dobrý ekologický potenciál Rámcové směrnice vodní politiky EU (RVS) u zhruba 2/3 nádrží v ČR [1]. Eutrofizace nádrží je obvykle spojena s vysokým přísunem a současně s vysokou koncentrací P, který je klíčový prvek limitující růst fytoplanktonu a určuje trofickou úroveň vodního ekosystému. Koncentrace P se v nádrži ustavuje dynamicky jako kombinace čtyř současně probíhajících procesů zahrnujících: (a) přísun přítoky, atmosférickou depozicí, vnosem při rybolovu (násadami, vnaďením), rekreačním využitím pro koupání, exkrementy vodního ptactva aj., (b) retenční procesy, které souvisejí se sedimentací biogenních a minerálních částic obsahujících P na dno, kde se vytváří sediment dočasně nebo trvale poutající P, (c) vnitřní zatížení při koloběhu P ve vodním sloupci nádrže a mezi sedimentem a vodou, a (d) odsun odtokem, odběry vody, výlovem ryb apod. Intenzita i význam z hlediska růstu fytoplanktonu se u všech čtyř procesů během roční sezóny mění, např. v závislosti na hydrologických podmínkách, stratifikaci, teplotě a intenzitě slunečního záření [2], takže jejich analýza a kvantitativní popis pro konkrétní podmínky dané nádrže jsou bez modelových přístupů jsou obtížně proveditelné [3].

Z hlediska eutrofizace je účinný především rozpuštěný P ve formě orthofosforečnanu ($\text{PO}_4\text{-P}$), který fytoplankton využívá pro svůj růst. Jiné formy vázaného P nejsou vodními organismy využívány, dokud se z nich $\text{PO}_4\text{-P}$ neuvolní. Při koloběhu P ve vodním sloupci nádrže a mezi sedimentem a vodou se $\text{PO}_4\text{-P}$ uvolňuje z hlavně z biomasy odumřelého fytoplanktonu a exkrecí organismy vyšších trofických úrovní; v sedimentech je většina P vázána sorpčně anebo chemicky s různými vazebnými partnery (hydroxyoxidy Fe a Al, detrit a huminové látky, fosforečnanové minerály v minerální matici částic) a k uvolňování $\text{PO}_4\text{-P}$ z nich dochází jen v relativně malé míře a je k němu nutná změna podmínek (pH, oxidačně-redukčního potenciálu, teploty). Různé formy P v přísunu do nádrže mají různou eutrofizační účinnost. Bylo např. prokázáno, že vnos erozních částic z půd bohatých na fosfor a současně i na hydroxyoxidy Fe či Al může být pro vodní ekosystémy téměř bez eutrofizačního vlivu [4,5], kdežto přítok komunálních odpadních vod se srovnatelným množstvím fosforu může vyvolat velké zvýšení úživnosti [6,7].

Cílem příspěvku je ukázat na základě vybraných výsledků komplexní studie problematiky jakosti vody v nádrži Lipno v období 1991–2012 [8], jaké jsou v této nádrži vztahy mezi živinovým zatížením z různých typů zdrojů a kvalitou vody a jaké to má dopady na biologické ukazatele. K analýze příčin změn koncentrací P v nádrži jsme použili relativně jednoduché matematické modely založené na bilančním přístupu, které jsou užitečné pro objasnění dílčích procesů řídících vývoj koncentrace



Obrázek 1. Hydrologické charakteristiky nádrže Lipno 1991–2012: (a) denní kóta hladiny, (b) průměrný roční objem nádrže, (c) roční hodnoty teoretické doby zdržení vody v nádrži

fosforu a následně i pro dedukci dopadů na růst fytoplanktonu v průběhu vegetační sezóny. Na základě těchto poznatků se pak ozejmilo, jaká cesta může vést ke zlepšení kvality vody a ekologického potenciálu nádrže a jaká jsou vhodná opatření pro plány povodí za účelem zachování popř. zlepšení podmínek pro rekreační využití nádrže.

Charakteristika lokality, metodika

Lipenské jezero (nádrž Lipno I.) je velká přehradní nádrž situovaná na horním toku Vltavy v podhůří Šumava (plocha: 48 km²; celkový objem: 306 mil. m³; zásobní objem: 253–274 mil. m³; kóta maximální hladiny: 725,6 m n. m.). Nádrž je vybudována jako nejvyšší člen kaskády hydroenergetických nádrží na Vltavě a napuštěna byla v roce 1959. Její hlavní účely zahrnují hydroenergetiku, nadlepšení průtoku ve Vltavě a ochranu před povodněmi, ale využívá se také intenzivně pro rekreaci a rybolov. Vodohospodářské řízení nádrže má jednotný cyklus prázdnění a plnění, přičemž maximum naplnění je na jaře, v zimě je hladina snížena kvůli navýšení protipovodňové kapacity před táním sněhu v povodí a v letním a podzimním období hladina kolísá podle aktuálního průtoku s rozsahem až 3 m (obr. 1a). Během hodnoceného období se vodohospodářské řízení nádrže měnilo v souvislosti s posilováním ochranné funkce nádrže po zkušenosti s velkou letní povodní v Čechách v roce 2002. Po tomto roce se v zásobním prostoru nádrže Lipno začal udržovat menší objem vody, takže průměrné naplnění zásobního prostoru kleslo z 81 % v letech 1991–2002 na 74 % v letech 2003–2012 a současně se snížila průměrná teoretická doba zdržení vody v nádrži z 0,6 na 0,5 roku (obr. 1b,c).

Povodí nádrže (948 km²) je převážně zalesněné: les 68,2 %; vody 5,1 %; sídla 1,1 %; otevřené plochy 24,4 % (asi polovina je zemědělsky obhospodařována). V povodí trvale bydlí cca 16 tis. obyvatel, z toho 12 tis. na území ČR, 4 tis. v Německu a 0,1 tis. v Rakousku. Komunální odpadní vody jsou vypouštěny v ČR z celkem 55 sídel. Čistírny odpadních vod (ČOV) v současnosti mají všechna sídla nad 100 obyvatel, v nichž žije dohromady cca 10 tis. V povodí vzdutí nádrže má většina ČOV srážení P, v obcích nad 500 obyvatel se provozují technologie se zvýšeným odstraňováním dusíku. V horní části povodí jsou technologiemi srážení fosforu a odstraňování dusíku vybaveny největší zdroje (Volary, Lenora). Údaje o vypouštění odpadních vod jsou pro období 2000–2009 z evidence Povodí Vltavy, státní podnik (PVL), pro ostatní roky z provozních dat ČEVAK a.s.

K charakterizaci jakosti vody byla použita data z dlouhodobého provozního sledování PVL nádrže Lipno (profily Hráz, Frymburk, Dolní Vltavice, Horní Planá), jejích přítoků (Vltava-

Pěkná, Černý potok, Jezerní potok; doplněno mimořádným sledováním 13 menších přítoků do nádrže v r. 2011) a jejího odtoku (Loučovice nad) a data Hydrobiologického ústavu BC AV ČR (HBÚ) ze sledování vybraných ukazatelů trofické úrovně nádrže v profilu Frymburk.

Údaje o rybolovu na nádrži Lipno byly zpracovány z ročenek Jihočeského územního svazu ČRS 1990–2012. Pro vyhodnocení přísunu a odběru živin (P, N) v souvislosti s rybolovem ČRS byl proveden přepočít živé hmotnosti nasazovaných a ulovených ryb na množství živin podle specifického obsahu P a N v druzích ryb [9–11]; provedena byla také analýza živin ve vnařících krmivech [8].

K výpočtu velikosti a typů zdrojů živin (P, N) v přísunu do nádrže z povodí v ročním kroku byla použita bilanční rovnice vycházející z rozdělování naměřeného/evidovaného vnosu látek do nádrže přítoky, popř. přímými výpustěmi odpadních vod, mezi komunální zdroje a difúzní zdroje se započtením retence v povodí v závislosti na hydraulickém zatížení (detailní popis viz [8]).

Pro bilanční modelování živin v nádrži byl použit empirický model Chapra [12], ve kterém je retence živin závislá na hydraulickém zatížení.

Jednoduchý dynamický model změn koncentrace látky v nádrži na základě dat o jejím přísunu přítokem, odsunu odtokem a jejích ztrátách (sedimentací, přestupem do atmosféry aj.) byl sestaven podle [13] s úpravou členu popisující retenci, v němž byla původní teplotní funkce nahrazena sezónně proměnnou hodnotou součinitele retence:

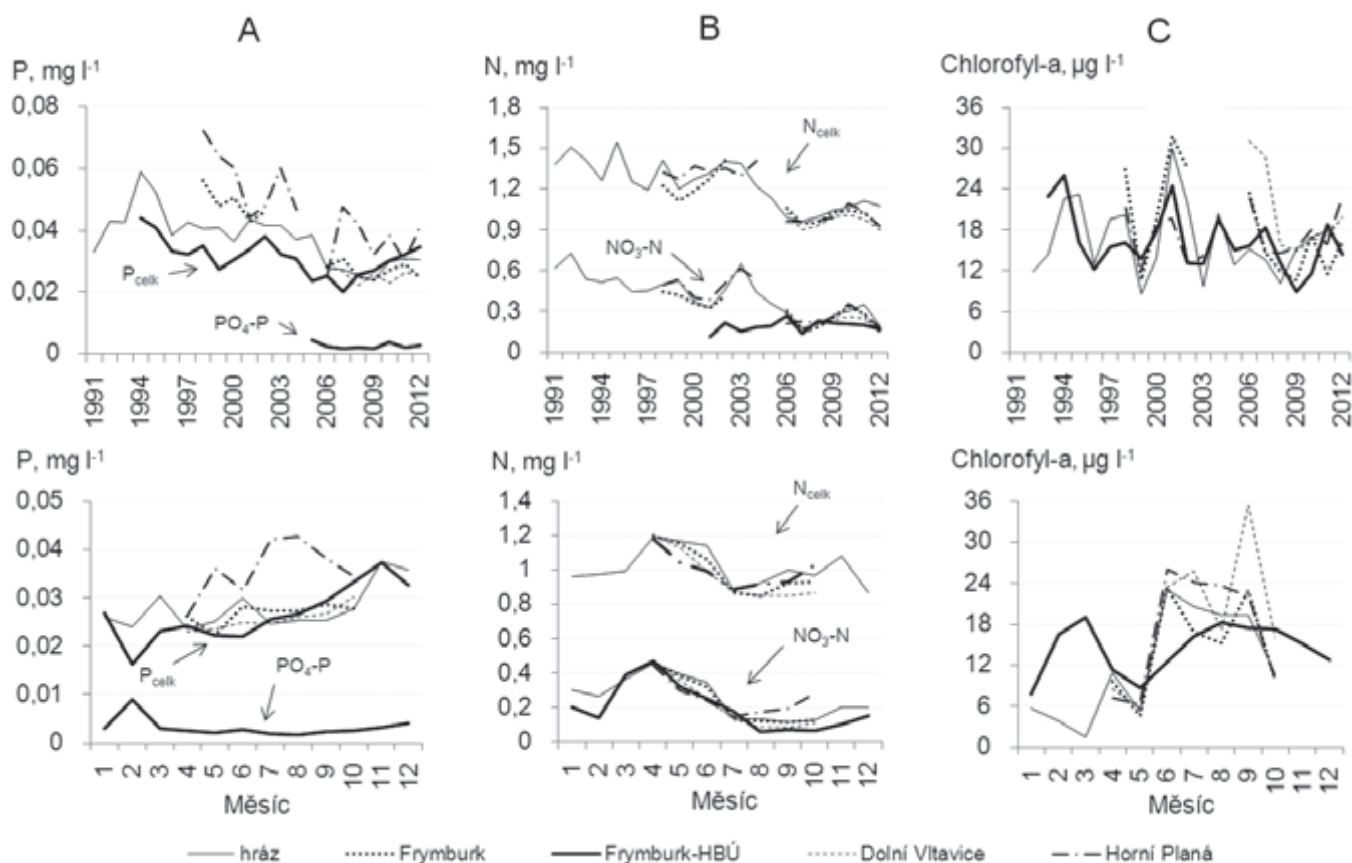
$$\frac{dX}{dt} = X_{t-1} + \frac{1}{V} (X_i Q_i - X_{t-1} Q_o - v'_x X_{t-1} A)$$

kde: X – koncentrace dané živiny (P nebo N) v nádrži v čase t ; X_{t-1} – koncentrace dané živiny v nádrži v čase $t-1$; V – objem nádrže; X_i – objemově vážená koncentrace dané živiny v celkovém přítoku do nádrže v intervalu časů t a $t-1$; Q_i , Q_o – přítok a odtok vody v intervalu časů t a $t-1$; v'_x – součinitel retence dané živiny, kalibrovaný ve dvouměsíčním kroku, tj. I–II, III–IV, V–VI, VII–VIII, IX–X, XI–XII; A – plocha nádrže. Model byl sestaven pro 1měsíční výpočetní krok a kalibrován pro období 1991–2012 pomocí funkce Řešitel v programu MS Excel. Kalibrované sezónní hodnoty součinitele retence byly využity pro objasnění změn sedimentace a obratu živin v nádrži v průběhu ročního cyklu.

Výsledky a diskuse

Jakost vody a ekologický potenciál nádrže

Vývoj vybraných ukazatelů trofie nádrže v posledních dvou



Obrázek 2. Dlouhodobý vývoj 1991–2012 (horní řada) a sezónní průběhy 2006–2012 (dolní řada) ukazatelů trofických podmínek v nádrži Lipno ve 4 sledovaných profilech pro koncentrace: A – P_{celk} a $PO_4\text{-P}$; B – N_{celk} a $NO_3\text{-N}$; C – chlorofyl *a*

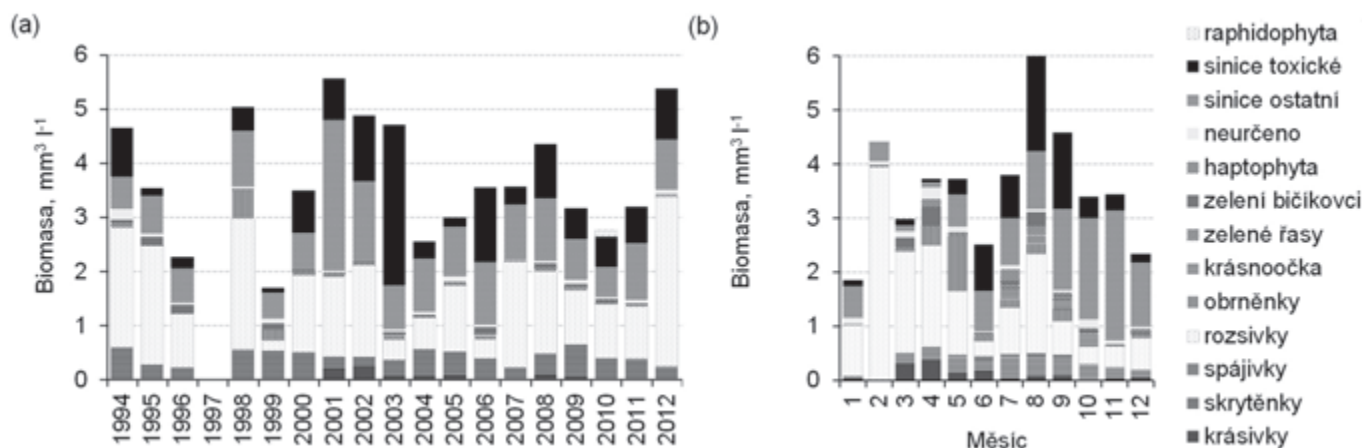
desetiletích na obr. 2 ukazuje u koncentrací P a N až do poloviny nultých let 21. století pokles a potom stagnaci nebo mírný nárůst. Koncentrace P_{celk} přibližně dvojnásobně překračuje požadovanou typově specifickou hodnotu pro zařazení do kategorie nádrží s dobrým ekologickým potenciálem (tj. $0,015 \text{ mg l}^{-1}$) [14]. Koncentrace chlorofylu *a* na trendy koncentrace živin příliš nereagovala a kolísala v rozmezí 10 až $30 \mu\text{g l}^{-1}$, což odpovídá výrazně eutrofní úživnosti; po roce 2005 se ale přece jen v dolní části nádrže rozkmit ročních průměrných hodnot koncentrace chlorofylu *a* poněkud snížil na maximální hodnoty do $20 \mu\text{g l}^{-1}$ a rovněž průměrná průhlednost se v letech 2005–2010 zvýšila na cca 2 m oproti cca 1,5 m v předcházejícím období [8].

Sezónní průběhy koncentrací živin (obr. 2) indikují, že v nádrži podléhají P i N významným transformacím souvisejícím především s ročním cyklem produkce biomasy fytoplanktonu, který jednak odebírá živiny z vody v horní vrstvě vodního sloupce při svém růstu, jednak je převádí do spodních vrstev nádrže prostřednictvím sedimentace narostlé biomasy. V hypolimnii a na dně se biomasa rozkládá, uvolňují se z ní minerální formy fosforu a dusíku, a ty jsou opět rozmíchávány do vodního sloupce a opakovaně slouží k produkci další biomasy. Tento mechanismus lze doložit na základě rostoucí koncentrací živin nade dnem nádrže, ke kterému dochází ve stratifikovaných částech nádrže v době od června do srpna, většinou za anoxických podmínek hypolimnia. V této době se nade dnem zvyšují koncentrace $NH_4\text{-N}$ a $PO_4\text{-P}$, přičemž molární poměr N/P se pohybuje v rozmezí cca 30–50 [8]. Takto vysoký poměr N/P (tj. 2–3násobně vyšší než hodnota 16 v Redfieldově poměru N/P v průměrné biomase fytoplanktonu) ukazuje, že fosfor pochází převážně z rozložené odesedimentované biomasy a nikoliv z dlouhodobě uloženého sedimentu, např. v důsledku uvolňování z vazeb na hydroxyoxidy železa, které by se při anoxii

rozpouštěly a uvolňovaly navázaný fosfor, zatímco koncentrace $NH_4\text{-N}$ by měla zůstat beze změny.

Fytoplankton je sledován v nádrži v profilu Lipno-Frymburk (HBÚ) od roku 1994 (obr. 3). Za tuto dobu byl zjištěn výskyt 11 skupin a byly určeny 92 druhy sladkovodního fytoplanktonu (detailní popis viz [8]), mezi nimiž dominovaly rozsivky (36 %) a sinice (45 %). Zatímco rozsivky převažovaly v zimě a na jaře, sinice byly pravidelně nejhojnější skupinou od počátku léta až do konce roku. Průměrná biomasa kolem $3,8 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ odpovídá eutrofním podmínkám nádrže. Statisticky významný ($p < 0,05$) trend poklesu či nárůstu ročních průměrných hodnot biomasy během období sledování nebyl prokázán. V rámci skupiny sinic měly významný podíl (cca 1/4 až 1/2) toxické rody (*Anabaena*, *Microcystis* a *Aphanizomenon*), a to hlavně v letním období. Dva prvně jmenované rody se vyznačují rovněž schopností fixovat atmosférický dusík. Na základě těchto dat byl vyhodnocen multimetrický index fytoplanktonního společenstva nádrže pro hodnocení ekologického potenciálu podle RVS, který se skládá ze čtyř metrik: koncentrace chlorofylu *a*, biomasy, podílu sinic na celkové biomase a trofického indexu fytoplanktonu. V období 2010–2012 tyto metriky dosáhly průměrných hodnot (\pm směrodatná odchylka): $13 \pm 3 \mu\text{g l}^{-1}$, $4,2 \pm 1,7 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$, $46 \pm 9 \%$ a $0,62 \pm 11$, spadají do nejhorší ekologické třídy a tudíž ukazatel EQR pro složku fytoplankton nabývá nulové hodnoty, která odpovídá kategorii „zničený ekologický potenciál“.

Průzkum vodních makrofyt a vyhodnocení faktorů ovlivňujících jejich výskyt v nádrži Lipno I prováděla v letech 2006–2011 Monika Krolová v rámci doktorské práce na Jihočeské univerzitě v Českých Budějovicích [15]. Výsledky tohoto výzkumu byly publikovány v několika článcích, věnovaných výskytu makrofyt podél pobřeží nádrže ve vztahu k morfologii a expozici břehů [16, 17], vlivu kolísání hladiny na sezónní dynamiku a růst mak-



Obrázek 3. Biomasa skupin fytoplanktonu v nádrži Lipno, profil Frymburk v období 1994–2012: (a) průměrné roční hodnoty I–XII; (b) měsíční průměry

rofy ve vertikální zonaci [18] a vlivům břehové eroze způsobované větrem, kolísáním hladiny či ledovými jevy na možnosti růstu vodních makrofyt [19]. Na základě dat uvedených v těchto pracích je možné odvodit hodnoty metrik pro hodnocení ekologického potenciálu nádrže pro složku makrofyty, které vedou k hodnocení v kategorii „střední ekologický potenciál“.

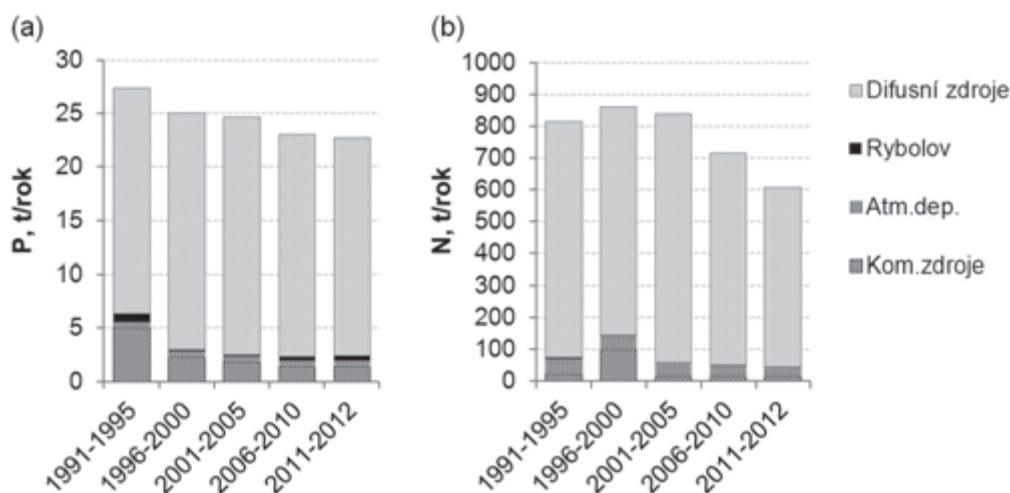
Rybí obsádka byla v nádrži Lipno vzorkována metodikou pro hodnocení ekologického potenciálu nádrží RVS [20–22] pomocí standardizovaných tenatních sítí v letech 2008–2012 pracovníky HBÚ. Zjištěná data ukazují, že nádrž Lipno je v rámci příslušnosti do své typologické třídy nádrží eutrofní, s relativně vysokou biomasou ryb a s malým výskytem druhů ryb indikujících vyvážený vodní ekosystém ve smyslu podílu pelagiální a litorální produkce. V biomase i v početnostech převažují kaprovité ryby, případně planktonožravý ježdík. Naopak velmi nízká je biomasa okouna, perlína a lososovitých ryb, což je výsledkem především chudého, málo oživeného litorálu a malého výskytu ponořených vodních makrofyt. Výsledná hodnota EQR pro složku ryby z bodového hodnocení ekologických tříd jednotlivých metrik vychází jako 0,44, což odpovídá kategorii „poškozený ekologický potenciál“.

Přísun živin do nádrže

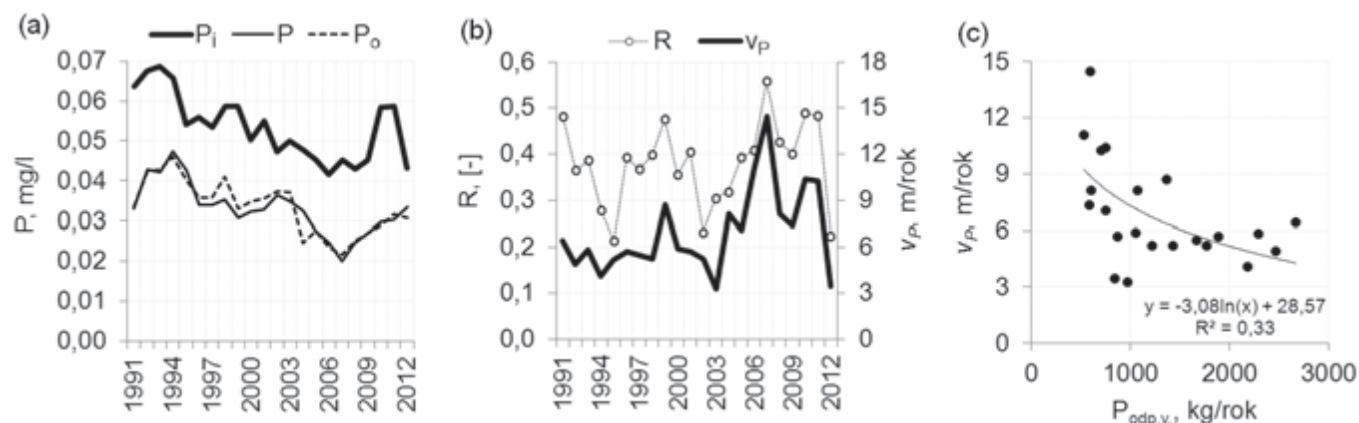
Živinné zatížení nádrže se během období 1991–2012 snižovalo z průměrných hodnot 27 t rok⁻¹ P a 800 t rok⁻¹ N v první polovině 90. let na 23 t rok⁻¹ P a 660 t rok⁻¹ N po roce 2006 (obr. 4). Za pokles P bylo odpovědné hlavně postupné omezování jeho

množství ve vypouštěných odpadních vodách, které kleslo z 5,1 (18 %) na 1,4 t rok⁻¹ (6 %). Pokles exportu P po roce 2006 byl v souvislosti jednak s omezením obsahu P v pracích prostředcích Vyhláškou 78/2006 Sb. a posléze Vyhláškou 139/2009 Sb. a jednak s posílením srážení P v čistírnách kolem nádrže provozovaných podnikem ČEVAK a.s., přičemž účinnost čišťtíren největších zdrojů (Lipno nad Vltavou, Frymburk, Horní Planá, Černá v Pošumaví a Volary) byla zvýšena u ukazatele P_{celk} na 80–95 % s odtokovými koncentracemi 0,5–1,2 mg l⁻¹. Difúzní zdroje P v povodí (odnos z lesů, zemědělské půdy, intravilánů sídel a nevyužívaných ploch) byly během sledovaného období víceméně stabilní a dostávalo se z nich do nádrže nejvíce fosforu (77–90 %). Podíl atmosférická depozice na hladinu nádrže a rybolovu na celkových zdrojích P byly relativně malé (< 2,8 %). Retenčními procesy se v tocích a nádržích v povodí zadržovalo asi 2,5 % z celkových zdrojů fosforu, což představuje obvyklou hodnotu specifické retence P vztahenou na vodní plochu cca 0,2 g m⁻² rok⁻¹ [24].

Příčinou poklesu zatížení nádrže N bylo především zlepšení kvality ovzduší a trend v atmosférické depozici N ve středoevropském regionu [23]. Hlavním zdrojem N byl odtok z difúzních zdrojů, který se podílel na celkovém zatížení nádrže 91–93 %. Atmosférická depozice (především na plochu nádrže) se podílela 5–6 %, odpadní vody 2–3 %, a rybolov 0,1–0,4 %. V povodí nad nádrží se retenčními procesy (denitrifikace) v tocích a nádržích snižovalo celkové množství ve všech zdrojích o 12–13 %.



Obrázek 4. Zdroje fosforu a dusíku v nádrži Lipno v období 1991–2012



Obrázek 5. Retence P v nádrži Lipno 1991–2012: (a) průměrné roční koncentrace P_{celk} v celkovém přítoku do nádrže (P_i), v nádrži (P ; profil Lipno I – Hráz) a v odtoku z nádrže (P_o ; profil Vltava – Loučovice nad); (b) retence P_{celk} (R) a součinitel retence P (v_p); (c) logaritmická regresní závislost v_p na množství fosforu v odpadních vodách vypouštěných do nádrže ($P_{\text{odp.v.}}$).

Bilance a dynamika fosforu v nádrži

Srovnání průběhů koncentrace P v celkovém přísunu do nádrže s koncentracemi P v nádrži a v odtoku (obr. 5a) ukazuje, že fosfor se v nádrži během celého sledovaného období zdržoval v rozsahu ročních hodnot 21–56 %, přičemž nižší hodnoty se vyskytovaly převážně v letech s vysokým průtokem (obr. 5b). Součinitel retence v_p , který na rozdíl od retence (R) není ovlivňován průtokem, byl do roku 2005 poměrně nízký a pohyboval se v rozmezí 3–9 m rok⁻¹ s průměrem 6 m rok⁻¹, ale v dalším období 2006–2011 se zvýšil téměř dvojnásobně (na 7–14 m rok⁻¹ s průměrem 10 m rok⁻¹). Zvýšení součinitele retence zjevně souviselo hlavně s fosforem v odpadních vodách a nikoliv s celkovým přísunem P. Na obr. 5c je vynesena závislost mezi ročními hodnotami součinitele retence a množstvím fosforu v komunálních odpadních vodách vypouštěných do nádrže, kterou je proložena regresní logaritmická funkce s vysokou statistickou významností ($p < 0,001$). Zavedením této regresní funkce do modelu podle Chapra [12] pro retenci fosforu vzniká model formulovaný jako:

$$P = P_i \left(1 - \frac{v_p P}{v_p P + q_w} \right)$$

kde: P , P_i – koncentrace fosforu v nádrži a v celkovém přísunu, q_w – hydraulické zatížení nádrže; ($r^2 = 0,33$; $n = 22$; $p < 0,001$). Výpovědní hodnota tohoto modelu s funkční závislostí v_p na vstupu P z odpadních vod do nádrže je výrazně lepší než původní model s konstantní průměrnou hodnotou v_p a v datové řadě 1991–2012 vysvětluje 63 % variability průměrné roční koncentrace P v nádrži oproti < 10 % vysvětlené variability u původního modelu s průměrnou hodnotou v_p za období 1991–2012.

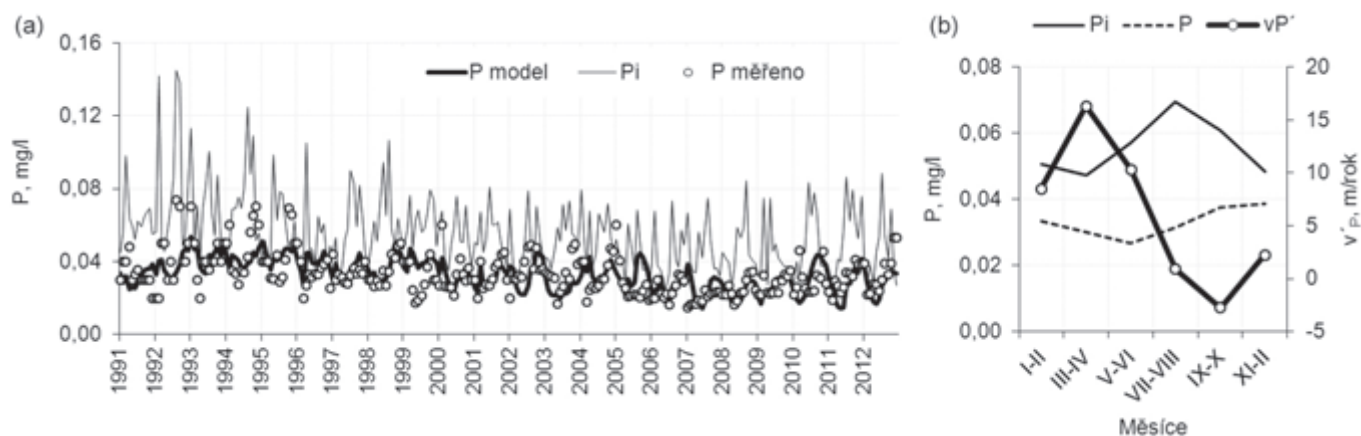
Z uvedených bilančních dat a jejich modelového zpracování vyplývá, že fosfor z různých zdrojů má pro eutrofizaci nádrže Lipno odlišný význam. Je zřejmé, že i relativně velmi malý příspěvek fosforu z odpadních vod představující jednotky procent z celkového přísunu fosforu do nádrže dokáže způsobit nastartování vnitřního koloběhu fosforu a podpořit eutrofizaci. Scénářový výpočet s tímto zpřesněným retenčním modelem ukazuje, že pokud by se podařilo snížit vnos P do nádrže z komunálních odpadních vod na minimum, klesla by koncentrace P v nádrži na hodnotu 0,015 mg l⁻¹, odpovídající hranici dobrého ekologického potenciálu [8].

Další doklady významu vnitřního zatížení nádrže Lipno pro její eutrofizaci byly získány nakalibrováním dynamického modelu retence fosforu v nádrži, pomocí něhož lze rozlišit, jaký vliv na sezónní vývoj nádržových koncentrací živin má jednak

přísun živin přítoky a jejich různé ředění a vyplavování v obdobích s malým či velkým průtokem, jednak zadržování či opětovné uvolňování do koloběhu z vnitřních zásob, např. ze sedimentu. Vliv sezónních cyklů zadržování a opětovného uvolňování živin na koncentrace živin v nádrži Lipno vyplývá ze sezónního průběhu součinitele retence v_p , který je uveden spolu s průměrnými přítokovými a nádržovými koncentracemi živin na obr. 6. Tento součinitel dosahuje vysokých hodnot v první polovině roku, ale s počátkem letního období klesá k nule či až do záporných hodnot, což lze interpretovat následovně: V zimním období, kdy lipenské jezero obvykle zamrzá a tudíž je chráněné proti promíchávání větrem, přítokové částice i částice sestonu, které byly udržovány v předchozím období podzimní cirkulace ve vznosu ve vodním sloupci, v klidných podmínkách zimní inverzní stratifikace sedimentují a ochuzují vodu o fosfor, jenž je v těchto částicích přítomen. V jarním období se růstem fytoplanktonu odčerpávají rozpuštěné formy fosforu z vody a fytoplankton tvořený převážně snadno sedimentujícími rozsvídkami intenzivně převádí fosfor z vodního sloupce na povrch sedimentu. V letním období v nádrži začínou převládat jiné druhy fytoplanktonu, které mají lepší schopnost se udržovat ve vodním sloupci než rozsivky, tj. zejména sinice, a rychlost sedimentace fosforu v produkované fytoplanktonní biomase se postupně snižuje a nakonec se vyrovnává nebo je menší než rychlost opětovného návratu fosforu do vodního sloupce z dříve osedimentované a rozkládané biomasy. Tato situace pak trvá i celé podzimní období, během něhož postupně klesá jak fytoplanktonní produkce a sedimentace biomasy, tak uvolňování fosforu ze sedimentu. Tento cyklus vysvětluje typické narůstání koncentrace fosforu v nádrži v průběhu letního a podzimních měsíců. Vypouštění fosforu v odpadních vodách se na těchto nárůstech podílí přímým způsobem jen nepatrně (max. v jednotkách procent) a to i v letech s malým průtokem a tedy nižším ředěním odpadních vod, což ovšem nikterak nezpochybňuje klíčový význam zatížení nádrže fosforem z odpadních vod pro nastartování a udržování vnitřního koloběhu fosforu v nádrži mezi sedimentem a vodním sloupcem.

Shrnutí, prognóza vývoje jakosti vody v nádrži a možnosti opatření

Jakost vody v hlavním přítoku do nádrže, tj. ve Vltavě v profilu Pěkná, se od 90. let minulého století významně zlepšila a koncentrace živin zde od roku 2007 splňují standardy norem environmentální kvality (Nař. vl. 23/2011 Sb., [24]). Jakost vody v bočních přítocích do vzdutí nádrže v průměru rovněž



Obrázek 6. Dynamický model fosforu v nádrži Lipno 1991–2012: (a) průběhy koncentrace P v celkovém přítoku a měřené a modelové koncentrace P v nádrži; (b) průměrné sezónní změny koncentrace P v nádrži a v celkovém přítoku do nádrže a sezónní průběh součinitele retence P v nádrži (v_p)

splňuje tyto normy. Hlavní zásluhu na tomto zlepšení má vývoj v čištění komunálních odpadních vod.

Nádrž Lipno je i přes významný pokles znečištění, ke kterému během posledních dvou desetiletí došlo, eutrofním vodním tělesem, jehož kvalita vody ani vodní ekosystém nesplňuje požadavky pro dobrý ekologický potenciál Rámcové vodní směrnice EU. Důvody tohoto nesplnění se odvíjejí především od vysoké koncentrace fosforu, která je zhruba dvojnásobná vzhledem k limitu pro nádrže příslušné typologické kategorie. Důsledkem vysoké koncentrace P pak je nadměrná úživnost nádrže a udržování vnitřního koloběhu fosforu v nádrži, který podporuje vysokou produkci fytoplanktonu, v letním období s převahou sinic, jejímž důsledkem je pak také vysoká biomasa a nepříznivá druhová struktura rybí obsádky, v níž dominují planktonožravé, většinou kaprovité ryby. Vodohospodářský provoz nádrže se sníženým naplněním zásobního prostoru a kolísáním hladiny v rozmezí více než 2 m ke snížení eutrofizace nepřispívá, protože jednak snižuje retenční schopnost nádrže pro fosfor, jednak nedovoluje rozvoj ponořené litorální vegetace, která by jinak v nádrži Lipno měla potenciál část živin vázat a už i svoji samotnou přítomností by mohla vytvořit podmínky pro snížení růstu fytoplanktonu a zlepšení struktury rybí obsádky.

Nádrž Lipno má k vysoké úživnosti a eutrofizaci přirozený sklon, neboť je to nádrž relativně mělká a na velké části plochy polymiktická, takže živiny jsou během vegetační sezóny využívány opakovaně a z produkční vrstvy jsou odstraňovány sedimentací jen v dolní části nádrže, kde se vytváří stratifikace. Přitom úroveň přirozených zdrojů fosforu v povodí je i bez antropogenních vlivů relativně vysoká vzhledem ke geologickému podloží a četnému výskytu organických půd. Navíc, probíhající změna klimatu zřejmě přispívá ke zvyšování obsahu fosforu a organických látek v přirozeném odtoku z povodí v letním období, což činí nádržový ekosystém pro eutrofizaci ještě zranitelnějším. Přestože podíl antropogenních zdrojů (tj. vypouštění komunálních odpadních vod do nádrže i do toků v povodí a rybolov) je oproti přirozenému exportu fosforu z povodí nízký (< 10 %), je jejich význam zásadní, protože jsou zejména v letním období spouštěčem změny v koloběhu fosforu, která startuje vnitřní zatížení a v důsledku toho umožňuje nárůst biomasy sinic. Nízké koncentrace dusičnanového dusíku, jimiž se vyznačuje odtok z většinou horského povodí této nádrže, v letním období v nádrži klesají až k nule, což rovněž výběrově podporuje růst sinic se schopností fixovat dusík. Na udržování letního koloběhu v nádrži se podílí i anoxie hypolimnia v úzké dolní části nádrže nad hrází, která způsobuje v sedimentu i ve vodním sloupci k rozpouštění oxidů Fe a ztrátě jejich schopnosti vázat fosfor do částic a znepřístupňovat jej tak pro koloběh a další využívání pro fytoplanktonní produkci.

Na základě provedené analýzy období 1991–2012 je stav nádrže v posledním desetiletí relativně stabilní, tak jak se jen mírně mění množství živinového zatížení v komunálních odpadních vodách, které po největším poklesu do roku 2006 stagnuje, popř. mírně narůstá s rozvojem rekreačních aktivit v dolní části nádrže (Lipno, Frymburk). Bez výrazných opatření a zásadních změn v živinovém režimu a kolísání hladiny v nádrži nelze očekávat žádné velké změny. Při dalším zvyšování množství fosforu ve vypouštěných odpadních vodách a při postupném oteplování a růstu letní srážkové aktivity v důsledku probíhající změny klimatu lze očekávat spíše postupné zhoršování současného stavu.

Opatření proti eutrofizaci nádrže Lipno je nutné směřovat především do oblasti minimalizace vnosu P. Možnosti omezení vstupu fosforu do nádrže lze primárně hledat v následujících opatřeních:

1. Zvýšení účinnosti odstraňování P v ČOV vypouštějících odpadní vody do nádrže na odtokové koncentrace $P_{\text{celk}} < 0,1 \text{ mg l}^{-1}$ (tzn. účinnost odstranění cca 99 %). Mělo by se týkat všech velkých zdrojů, jako jsou ČOV Horní Planá, Černá v Pošumaví, Frymburk, ale i menších ČOV, např. v obci Nová Pec. Pro dosažení stavu, kdy vypouštěný fosfor z ČOV nebude v nádrži biologicky využitelný, by zřejmě nebylo nutné rozšiřovat stávající technologie ČOV o terciární stupeň s koagulací a filtrací odtoku, ale mělo by stačit pouze dávkování železitých či hlinitých koagulantů do stávajícího odtoku z ČOV bez separace vysráženého fosforu. Koncentrace $\text{PO}_4\text{-P}$ v ošetřeném odtoku z ČOV do nádrže by přitom každopádně měly dosahovat hodnot $< 0,01 \text{ mg l}^{-1}$.

2. Revize odlehčovací poměry u jednotných kanalizací v obcích v povodí vzdutí nádrže, a popř. jejich zvýšení na hodnoty 1+9. Toto opatření si může vyžádat výstavbu dešťových zdrží na kanalizační síti, příp. dalších stabilizačních nádrží za čistírnami odpadních vod. Dočištění vody v dešťových zdržích by mělo podléhat stejným nárokům na odstranění P jako odtok z ČOV.

3. U neevidovaných zdrojů znečištění (chaty, jednotlivé usedlosti, statky) v blízkosti nádrže a v blízkosti vodotečí, které do nádrže ústí, je třeba dbát na to, aby nedocházelo k povrchovému ani podpovrchovému odtoku nečištěných odpadních vod.

4. Alternativou ke zvyšování účinnosti čištění P z odpadních vod by bylo vybudování obvodové kanalizace kolem celého pobřeží nádrže a svedení odpadních vod pod hráz. Z technicko-ekonomických důvodů je takové řešení dnes obtížné realizovatelné. Postupem času množství obtížně řešitelných podmínek pro umístění stavby v daném území bude narůstat.

5. V celém povodí a v bezprostředním okolí nádrže obzvlášť dbát na dodržování zásad minimalizace splachů ze zemědělských zařízení, pastvin a zemědělské půdy: zejména udržovat jímky na živočišné odpady v takovém stavu, aby nemohlo dojít k odtoku

do vodotečí, při pasení dobytka dodržovat minimální vzdálenost 10 m od vodotečí a zabránit rozbahňování terénu a soustředěnému odtoku dešťové vody s močůvkou aj.

6. Omezení vnosu znečištění do nádrže při rybolovu v důsledku masového používání vnačících krmiv.

Otázka litorálních porostů ponořených makrofyt, jež v nádrži nerostou kvůli velkému rozsahu kolísání hladiny, zahrnuje řadu aspektů souvisejících se současným řízením provozu nádrže, energetickým využitím, protipovodňovou ochranou apod. Pro posouzení podmínek, za jakých by existence uvedených makrofyt byla možná, bude nutné vyhodnotit všechny aspekty související s kolísáním hladiny v nádrži a jejich vzájemné účinky.

Literatura

- [1] BOROVEC, J. *Vyhodnocení ekologického potenciálu silně modifikovaných a umělých vodních útvarů – kategorie jezero*. Biologické centrum AV ČR, v.v.i., České Budějovice, 2013, 14 s.
- [2] WETZEL, R.G. *Limnology: Lake and River Ecosystems, Third Edition*. Academic Press, 2001.
- [3] HEJZLAR, J., ŠÁMALOVÁ, K., BOERS, P. & KRONVANG, B. *Modelling phosphorus retention in lakes and reservoirs*. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 6, 2006, s. 487–494.
- [4] EKHOLM, P. & LEHTORANTA, J. *Does control of soil erosion inhibit aquatic eutrophication?* Journal of Environmental Management 93, 2012, s. 140–146.
- [5] BOROVEC, J., JAN, J., HEJZLAR, J., KRÁSA J. & ROSENDORF, P.: *Eutrofizační potenciál erozních částic v nádržích*. In: Kosour D. (ed.): *Vodní nádrže 2012*, 26.–27. 9. 2012, Brno, s. 57–61.
- [6] HOLETON, C., CHAMBERS, P.A. & GRACE, L. *Wastewater release and its impacts on Canadian waters*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 68, 2011, s. 1836–1859.
- [7] EFFLER, S.W., PRESTIGIACOMO, A.R., MATTHEWS, D.A., MICHALENKO, E.M. & HUGHES, D.J. *Partitioning phosphorus concentrations and loads in tributaries of a recovering urban lake*. Lake and Reservoir Management 25, 2009, s. 225–239.
- [8] HEJZLAR, J., GALINDO, F., KROLOVÁ, M., ZNACHOR, P. & ŽALOUŠÍK J. *Problematika jakosti vody a ekologického potenciálu nádrže Lipno v období 1991–2012*. Studie pro Povodí Vltavy, státní podnik. Biologické centrum AV ČR, v.v.i., České Budějovice, 2013, 40 s. + 4 příl.
- [9] ROTHSCHEIN, J., ZELINKA, M. & HELAN, J. *Kolobeh fosforu a ryby ve vodárenských nádržích*. Vodní hosp. B33, 1983, s. 9–13.
- [10] STERNER, R.W. & GEORGE, N.B. *Carbon, nitrogen, and phosphorus stoichiometry of cyprinid fishes*. Ecology 81, 2000, s. 127–140.
- [11] HENDRIXSON H.A., STERNER, R.W. & KAY, A.D. *Elemental stoichiometry of freshwater fishes in relation to phylogeny, allometry and ecology*. Journal of Fish Biology 70, 2007, s. 121–140.
- [12] CHAPRA, S.C. *Comment on 'An empirical method of estimating the retention of phosphorus in lakes', by W. B. Kirchner and P. J. Dillon*. Water Resources Research 2, 1975, s. 1033–1034.
- [13] WHITEHEAD, P. & TOMS, I. *Dynamic modelling of nitrate in reservoirs and lakes*. Water Research 27, 1993, 1377–1384.
- [14] BOROVEC, J., HEJZLAR, J., ZNACHOR, P., NEDOMA, J., ČTVRTLÍKOVÁ, M., BLABOLIL, P., ŘÍHA, M., KUBEČKA, J., RICARD, D. & MATĚNA, J. *Metodika pro hodnocení ekologického potenciálu silně ovlivněných a umělých vodních útvarů – kategorie jezero*. Biologické centrum AV ČR, v.v.i., České Budějovice, 2014, 38 s.
- [15] KROLOVÁ, M. *Factors affecting the occurrence of littoral vegetation in a reservoir with storage function*. Ph.D. Thesis Series, No. 3, University of South Bohemia, Faculty of Science, School of Doctoral Studies in Biological Sciences, České Budějovice, Czech Republic, 2013, 134 s.
- [16] KROLOVÁ, M., ČÍŽKOVÁ, H. & HEJZLAR, J. *Faktory ovlivňující výskyt vodních makrofyt ve vodní nádrži Lipno*. Silva Gabreta 16, 2010, s. 61–92.
- [17] KROLOVÁ, M., ČÍŽKOVÁ, H. & HEJZLAR, J. *Depth limit of littoral vegetation in a storage reservoir: A case study of Lipno Reservoir (Czech Republic)*. Limnologica 42, 2012, s. 165–174.
- [18] KROLOVÁ, M., ČÍŽKOVÁ, H., HEJZLAR, J. & POLÁKOVÁ, S. *Response of littoral macrophytes to water level fluctuations in a storage reservoir*. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 408 (07), 2013, s. 1–21.
- [19] KROLOVÁ, M. & HEJZLAR, J. *Protection and support of littoral macrophyte stands by breakwaters on differently exposed shores of the Lipno reservoir*. Silva Gabreta 19 (2), 2013, 57–71.
- [20] KUBEČKA, J. & PRCHALOVÁ, M. *Metodika odlovu a zpracování vzorků ryb stojatých vod*. Metodiky VÚV TGM, Praha, 2006, 22 s.
- [21] KUBEČKA J., FROUZOVÁ J., JŮZA T., KRATOCHVÍL M., PRCHALOVÁ M. & ŘÍHA M. *Metodika monitorování rybích společenstev nádrží a jezer*. Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, České Budějovice, 2010, 64 s.
- [22] BLABOLIL, P., ŘÍHA, M., PETERKA, J., PRCHALOVÁ, M., VAŠEK, M., JŮZA, T., ČECH, M., DRAŠTÍK, V., KRATOCHVÍL, M., MUŠKA, M., TUŠER, M., FROUZOVÁ, J., RICARD, D., MRKVIČKA, T., SAJDLOVÁ, Z., VEJŘÍK, L., ŠMEJKAL, L., BOROVEC, J., MATĚNA, J., BOUKAL, D. & KUBEČKA, J. *Co říkají ryby o kvalitě vodních ekosystémů*. In: Kosour D. (ed.): *Vodní nádrže 2013*, 25.–26. 9. 2013, Brno, s. 51–56.
- [23] KOPÁČEK, J., HEJZLAR, J. & POSCH, M. *Factors controlling the export of nitrogen from agricultural land in a large central European catchment during 1900–2010*. Environmental Science and Technology 47, 2013, 6400–6407.
- [24] ROSENDORF, P., TUŠIL, P., DURČÁK, M., SVOBODOVÁ, J., BERÁNKOVÁ, T. & VYSKOČ, P. *Metodika hodnocení všeobecných fyzikálně-chemických složek ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích*. VÚV TGM, v.v.i., 2011, 20 s.

CRITICAL REVIEW OF PHOSPHORUS PROBLEMATIC IN EUROPE: NUTRIENT AND POLLUTANT

Joana Rocha, Vladimír Kočí

*University of Chemical Technology, Faculty of Environmental Technology,
Department of Environmental Chemistry, Technická 5, 166 28 Prague, Czech Republic*

Abstract

Phosphorus plays a vital role as a limiting nutrient for plant growth, but the majority of minable phosphate rock reserves are located in just a small handful of countries: South Africa, Jordan and Morocco. Therefore, Europe is totally dependent on imports, with phosphate rock recently being added to the EU list of critical raw materials. As result, it is necessary to immediately change our attitude towards food and 'waste' streams to assure sustainable food security for the coming generations. We have analyzed the new trends in current measures, such as, the establishment of national platforms to manage nutrients. We have also compared the legislation that limits the emission of phosphates from agricultural sources, and the legislation that limits the phosphorus application in agricultural practices at European and national level in different European countries, including: Holland, Germany and Belgium.

Keywords: *Phosphorus; sustainable; agriculture; legislation; emissions; Europe; platform; pollution; fertilizers.*

Introduction

Phosphorus is an essential element for the support of life on Earth; it makes part of DNA, ATP, teeth, and bones. To maintain the high yields of modern agriculture it is necessary to apply high amounts of mineral fertilizers, which contain phosphorus derived from phosphate rock. As a result of phosphate rock being considered a non-renewable resource, there are increasing interests in phosphorus scarcity and food security.

Former studies show that phosphate rock reserves could be depleted within 100 years (Smit et al., 2009; Cordell, 2010) and that the peak of phosphorus could take place as early as 2033 (Cordell et al., 2009). On the other hand, a more recent study from the U.S. Geological Survey (USGS) shows that at current extraction rate reserves will last another 350 years (Jasinski, 2011). Regardless of these timelines, it is incontestable that most of the phosphate rock reserves are held in only a handful of countries, mainly Morocco which controls approximately 75% of world's reserves according to the latest USGS estimates (February 2014). The reserves of most producing countries, like China and USA will be depleted in the coming decades (Cooper et al., 2011). Additionally, increasing demand, lower quality of phosphate rock and rising of production costs will increase future phosphorus price, consequently this will have a strong repercussion on food costs. Creating a phosphorus management system that would increase resource efficiency and decrease losses would address both issues concerning phosphorus scarcity and pollution impacts.

Together with being an essential element for life, phosphorus is also a dangerous water pollutant. At the same time that fertilizers increase agricultural production, they also increase the load of nutrients to water bodies causing eutrophication: a phenomenon known for causing algae bloom, which depletes the dissolved oxy-

gen in water that can cause death to a whole ecosystem. Phosphorus can enter water bodies through point sources (effluents from wastewater treatment plants) and through non-point sources (soil erosion from agriculture or surface runoff due to the application of mineral fertilizers and manure). Based on the water framework directive, the EU demands that both the surface and groundwater bodies accomplish a 'good chemical and ecological status' by the end of 2015, which can be achieved by reducing point and diffuse emissions of phosphorus pollution.

Results and discussion

Phosphorus legislation in European countries and regions is part of diverse Directives, legislations, and action plans. European Directives are mandatory for each state member. All the described objectives have to be accomplished. The goals have to be met, but the national authorities are free to decide how to do it. Unlikeness European Directives, European Regulations have a directly binding legal force in every State Member. It must be applied in its entirety across EU.

Majority of the national and regional phosphorus legislation explained forward is part of the national or regional implementation of EU Directives to reduce environmental pollution (Table 1).

Table 1. European Directives in relation to phosphorus aspects

Bathing water Directive	76/160/EEC amended by 2006/7/EC
Directive on Dangerous substances	76/464/EEC = 2006/11/EC
Urban Waste Water Directive	91/271/EEC
Nitrates Directive	91/676/EEC
Water Framework Directive	200/60/EC
Groundwater Directive (daughter directive of Water Framework Directive)	2006/118/EC
Marine strategy Framework Directive	2008/56/EC
Waste framework Directive	2008/98/EC
Industrial Emissions Directive (replaces IPPC Directive 96/61/EC)	2010/75/EU

1. Nitrates Directive

The nitrates Directive (91/676/EEC) is an intrinsic part of the Water Framework Directive. Its main goal is to protect water quality over Europe by preventing nitrate pollution of ground

and surface waters from agricultural sources and by encouraging the adoption of good farming practices.

The Member States have to firstly identify polluted and/or vulnerable waters, secondly denominate Nitrate Vulnerable Zones (NVZs), and thirdly create Codes of Good Agricultural Practices to be carried out by farmers on a voluntary basis, fourthly implement action plans to be carried out by farmers within NVZs on a compulsory basis and finally monitor the progress of this implementation, reporting and reviewing as needed the NVZs and action plans.

Even though phosphorus is not specified in the Nitrates Directive, some implementations of the Nitrates Directive by Member States have included phosphorus regulations. Manure application in NVZs is restricted by the limit of 170 Kg/ha/yr (or higher N application in case of derogation), phosphorus application by manure is indirectly limited by the Nitrates Directive

2. Water Framework Directive

The objective of the Water Framework Directive (2000/60/EC, WFD) is to protect surface and groundwater bodies throughout the European territory. The main environmental aims are to accomplish and keep a good status for all the surface and ground waters by 2015, and to prevent degradation and assure conservation of the high quality water where it still exists. To achieve these objectives, River basin Management Plans (RBMPs) have to be put into action. These plans have to be very clear on how the aims for the river basin have to be reached within a certain timeframe. The first RBMPs were published in 2009, and are updated every six years.

3. Common Agricultural Policy

The Common Agricultural Policy (CAP) is the agricultural policy of the EU. It implements a system of agricultural subsidies and other programs. First introduced in 1962 and afterwards was updated several times.

The 'Agenda 2000' reforms split the CAP in two 'pillars': production support and rural development. The farmers have to keep their land in good agricultural and environmental condition (cross-compliance). Farmers have to respect environmental, food safety, phytosanitary and animal welfare standards. If they disrespect these standards they are obliged to pay a penalty. In 'pillar 2' several rural development measures were introduced including diversification, organizing producer groups and getting support for young farmers. Agri-environmental schemes became mandatory for every Member State. Phospho-

rus application restrictions can be part of Agri-Environmental Programs (AEP).

The legislation on phosphorus use in agriculture differs widely in the European territory. Some countries have detailed limitations on phosphorus use on agricultural land. Other countries either have no phosphorus legislation or count on voluntary measures as part of agri-environmental programs (CAP) or on restrictions on the use of manure (Nitrates Directive) to indirectly regulate the use of phosphorus.

Some countries/ regions have phosphorus application limits – 'application standards' or 'maximum application rates'. These application limits can have a standard value, but can also be dependent on the crop type, the phosphorus soil status or crop yield. Annual phosphorus applications are expressed in kg P/ha/y, or in Kg P₂O₅/ha/y. This legislation covers mostly all phosphorus materials applications, but sometimes it only concerns manure or inorganic fertilizer applications.

2. Legislation at national level

2.1 Belgium – Flanders (Northern region)

Every four years, a new manure decree comes into plan in Flanders as an implementation of the Nitrates Directive

2.1.1 General limits

The current application standards diverge between 55 and 95 kg P₂O₅/ha/y. These limits depend on the crop type. The maximum phosphorus application standards are generally 5 Kg P₂O₅/ha/y smaller than the phosphorus exported by the crop (resulting in a small negative phosphorus soil balance). Phosphorus can be applied in the form of manure, organic materials or chemical fertilizers. The standard rates do not increase if more than one crop is cultivated in one year.

2.1.2 Deviation from the general limits

Only 40 Kg P₂O₅/ha/y can be applied in soils that are situated in phosphate saturated areas.

Phosphate saturated areas are areas that have a phosphate saturation degree (PSD) (0-90 cm) between 35 and 95% (Van Meirvenne et al., 2007). About 65 km² (1% of agricultural land) is denominated as phosphate saturated area. If soil analysis indicates a PSD smaller than 35% farmers can be relieved of the strict application of 40 Kg P₂O₅/ha/y- in these cases the application standards of table 3 apply.

No phosphorus can be applied on soils located in the protection zone 1 or water extraction areas for drinking water, or in

Table 2. Maximum total phosphorus application standards in Flanders

Crop	Application limits (Kg P ₂ O ₅ /ha/y)			
	2011-2012	2013-2014	2015-2016	2016-2017
Grassland(only mowing)	95	95	95	90
Grassland (not only mowing)	90	90	90	90
1cut grass/rye+maize	95	95	95	90
Maize	80	80	75	70
Winter-wheat triticale	75	75	70	70
Other cereals	75	70	70	70
Other crops	75	65	55	55

vulnerable nature areas. The general phosphorus application limits are not valid for crops under permanent structures (such as greenhouses and tunnel structures).

Only 50% of the phosphorus that is applied by compost has to be taken into consideration of the calculation of P application, due to its considerable soil fraction.

2.1.3 Belgium: Wallonia (southern region)

There are no maximum phosphorus application rates or other P limitations in the Walloon Region.

The limitations of phosphorus application and losses in soils are due to the Nitrates Directive, Good Agricultural Practices and erosion control.

2.2 Germany

The fertilization of soils is regulated by the Fertilization Ordinance (Düngeverordnung) (Anon., 2007a) which implemented the Nitrates Directive to the whole territory. As result of the phosphorus fertilization being done based on the need of each crop, the soil p content must be determined at least every six years in line with the fertilization ordinance. Phosphorus fertilizer application is determined by a soil balance system. The soil phosphorus balance (soil P input minus output) must not exceed 20 kg P_2O_5 /ha/y as a six years average. All phosphorus inputs must be accounted for. The P outputs can be calculated by the official phosphorus contents of the crops and the crop yield.

In some federal states there are optional supports programs with the aim of reduce the risk of soil erosion and/or to establish buffer strips next to water bodies.

2.3 The Netherlands

2.3.1 General

New fertilization legislation comes into force, every four years, due to the implementation of Nitrates Directive. In the 5th Dutch Plan of the Nitrates directive, both phosphorus and nitrogen application are addressed.

The maximum P application limits are different for grassland (85-100 kg P_2O_5 /ha/y) and for arable land (55-120 kg P_2O_5 /ha/y). The first crop cultivated on the start of the agricultural calendar (15th of May) determines the maximum of application standards to be used. Phosphorus can be applied by the use of manure, organic materials, or chemical fertilizers. The phosphorus application depends as well on the phosphorus soil

status: 'high', 'neutral', 'low' or 'needing reparation' (very low P content), determined by soil analysis (Table 3 and 4).

The limits in 2015 for a neutral phosphorus status soil, close to the average export during harvest. For soils with a 'high' or 'low' content of P, less or more phosphorus, correspondingly, can be applied than the maximum rate on neutral P soil status. The phosphorus status is deliberately measured at least every four years by ammonium lactate extraction (grassland) or water extraction (arable land). The non-analyzed soils are assumed to have a high phosphorus status.

2.3.2 Deviations from the general limit

A farmer can apply to a maximum of 20 kg P_2O_5 /ha/y surplus the stated limit, providing that the next year compensates it with a lower application.

Only 50% of the phosphorus applied via compost is taken in consideration, due to its high soil fraction.

3. Platforms

With the objective of tackling the duality of phosphorus, nutrient and pollutant, Europe and some European countries at national level have started nutrient platforms. At European level was formed the "European Sustainable Phosphorus Platform" (<http://phosphorusplatform.eu/>). At national level in Germany was created the "German Nutrient Platform" (<http://www.deutsche-phosphor-plattform.de/>), in the Netherlands was created the "Nutrient Platform NL" (<http://www.nutrient-platform.org/>), and at regional level in Belgium in the Flanders region was created the Flemish Nutrient Platform. These platforms have as common objective to connect all the active actors (such as WWTP, academia, fertilizers industry, agricultures, and others) in the phosphorus 'problematic' to work towards a sustainable use and a circular nutrient economy with no waste.

Conclusion

Limiting the maximum application of phosphorus to the soils is one of the techniques to avoid nonpoint sources of pollution and its environmental impacts, such as, P losses to the surface waters. General legislation regarding the use of manure and chemical fertilizers indirectly also limits the use of agricultural phosphorus. In Nitrate Vulnerable Zones (NVZs) the use of manure is limited to 170 kg N/ha/y (or higher value in case of derogation). This limitation of manure appliance is dependent of

Table 3. Maximum phosphorus application standards for grasslands in the Netherlands, depending on the soil status (ammonium lactate extraction)

Phosphorus status	P-AL (mg P_2O_5 /100g)	Limit (kg P_2O_5 /ha/y)	
		2014	2015-2017
High	>50	85	80
Neutral	27-50	95	90
Low	<27	100	100
Needing reparation	<16	120	120

Table 4. Maximum phosphorus application standards for arable crops in the Netherlands, depending on the soil phosphorus status (water extraction)

Phosphorus status	P _w (mg P_2O_5 /l)	Limit (kg P_2O_5 /ha/y)	
		2014	2015-2017
High	>55	55	50
Neutral	36-55	65	60
Low	<36	80	75
Needing reparation	<25	120	120

the N/P ratio of the manure. The Nitrates Directive also defines periods, areas where farmers cannot apply fertilizers, and also specifies direction on how to apply it in NVZs. Also exists other regulation that limit the use of sludge from WWTP in soils, demand measures to limit the losses due to erosion processes, which all contribute to the phosphorus losses from agriculture to water bodies.

Literature

- [1] Agricultural phosphorus legislation in Europe http://www.ilvo.vlaanderen.be/Portals/68/documents/Mediatheek/Phosphorus_legislation_Europe.pdf
- [2] Cordell D, Drangert J, White S. *The story of phosphorus: global food security and food for thought*. Global Environmental Change, pp. 292–305
- [3] Cordell D, Rosemarin A, Scoder JJ, Smit AL. *Towards global phosphorus security: a systems framework for phosphorus recovery and reuse options*. Chemosphere 2011
- [4] Cooper J, Lombardi R, Boardman D, Marquet CC. *The future distribution of global phosphate rock reserves*
- [5] European Union. Regulation directives and other acts http://europa.eu/eu-law/decision-making/legal-acts/index_en.htm
- [6] Jasinki. USGS minerals information: phosphate rock, available from http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/phosphate_rock/mcs-2014-phosp.pdf
- [7] Smit AL, Bindraban P, Schroder JJ, Conijn JG, vd Meer HG. *Phosphorus in agriculture: global resources and developments*

CO JE NOVÉHO KOLEM FOSFORU?

Jindřich Duras

Povodí Vltavy, státní podnik, Denisovo nábřeží 14, 304 20 Plzeň,
tel. +420 602 429 682, jindrich.duras@pvl.cz

Abstrakt

Text informuje o aktuálně řešených tématech na půdě Evropské fosforové platformy, a to na základě účasti na European Sustainable Phosphorus Conference v Berlíně v dubnu 2015. Pozornost je v článku věnována zejména tématům, která jsou u nás nová nebo málo diskutovaná.

Klíčová slova: Fosfor; fosforová platforma; ESPP; recyklace, udržitelnost.

Abstract

The paper brings information about topics discussed on the basis of European Sustainable Phosphorus Platform (ESPP). The text presents overview of themes from a conference of ESPP which was held in Berlin this March. Author's attention was aimed to topics that seems to be new or little discussed in Czech Republic.

Keywords: Phosphorus; phosphorus platform; ESPP; recycling, sustainability.

Co je nového kolem fosforu jsem se jel dozvědět do Berlína na konferenci Evropské fosforové platformy (European Sustainable Phosphorus Conference) letos v dubnu. A zjistil jsem, že zatímco u nás se o fosforu teprve začíná obecně mluvit v souvislosti s eutrofizací, Evropa je už někde jinde. Především je termín „phosphorus“ používán velmi často ve spojení se slovem „sustainable“ (udržitelný) a „recycling“ (recyklace). Prostě jde o to uvědomit si, že když budeme s fosforem nakládat stejně marnotratně jako doposud, budeme mít nádvakem k neudržitelně eutrofizovaným sladkým i slaným vodám ještě k řešení neudržitelné vyčerpávání zásoby fosforových rud, které se promítne do neudržitelné ceny fosforových hnojiv, tedy do neudržitelného zemědělství a společnosti vůbec. Co největší míra recyklace fosforu je jednou z důležitých cest k dosažení fosforové bezpečnosti.

Fosforová bezpečnost je pro nás rovněž neznámý pojem. Evropa už ovšem fosfor zařadila na seznam 20 surovin, které budou v nejbližší době limitovat růst ekonomiky EU. Význam pojmu fosforová bezpečnost si uvědomíme, když vezmeme v úvahu, že část ložisek fosforové rudy je v USA a Číně, které už tuto surovinu jakožto strategickou nevyvážejí, a 75% světové zásoby je v Maroku, tedy na jednom místě, jehož bezpečnost do budoucna lze těžko prognózovat. Zbytek světových zásob už v zásadě nestojí svým objemem za řeč. S postupným vyčerpáváním ložisek bude ruda hůře dostupná a její kvalita bude stále horší.

Pochopení skutečnosti, že fosfor ve vodách není jen obtížným nepřítelem, ale také cennou surovinou, nám pomůže i při zvládání procesu eutrofizace, tedy obohacování vod živinami, především fosforem. Boj s fosforem nemusí být ryze prodělečnou aktivitou, ale může nám něco přinášet i po ekonomické stránce. A to je velmi důležité.

Evropské nahlížení na fosfor se liší i v dalším ohledu. Zatímco u nás po letech úsilí konečně vnímáme fosfor alespoň v souvislosti s eutrofizací vod, v Evropě se snaží pojednat koloběh fosforu komplexně, včetně spotřeby v různých průmyslových odvětvích. Diskutována je například i otázka odpadu v podobě zbytků potravin, které jsou odváženy s komunálním odpadem na skládky. Ty obsahují relativně hodně fosforu samy o sobě, a navíc k jejich vyprodukování bylo velké množství fosforu vynaloženo – z čehož část pochopitelně přešla do vodního prostředí, aby měly sinice z čeho luxusně žít.

Samostatnou kapitolou je zjišťování tzv. „P footprint“ (fosforové stopy), kterou za sebou zanechávají jak jednotlivé výrobky, tak lidé či jejich společnosti. Jedná se o přístup obdobný jako v případě uhlíkové či vodní stopy. V případě P footprint tedy zjišťujeme, kolik fosforu se musí vynaložit (spotřebovat) na uspokojování našich potřeb. Pak lze např. ukázat na produkty na fosfor příliš náročné, které vlastně ohrožují udržitelnost fosforového hospodaření.

Vraťme se ale zpátky k vodě. Velkou otázkou je recyklace fosforu z odpadních vod, zejména komunálních. Jedna již poměrně zavedená a stále zdokonalovaná cesta je docílit v odpadní vodě krystalizací struvitu ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), jenž je výhodným hnojivem pro zemědělství. Dalším hodně zastoupeným postupem je maximalizovat obsah P v čistírenském kalu (např. srážením s Fe) a dále jej využívat. Problém je, že v kalu se nachází plejáda organických mikrokontaminantů, takže často není možné kal aplikovat přímo na půdu, což by jinak bylo z pohledu zemědělství optimální (vnos nedostatkové organické hmoty). Proto se kal dál např. spaluje, čímž se ale zase musíme postavit čelem kontaminaci těžkými kovy a cena takto získávaného fosforu je pochopitelně velmi vysoká. Zřejmě nezbyde – zatím alespoň zkusmo v menších sídlech – přiznat si zodpovědnost za kontaminaci kalu a pracovat na její minimalizaci (oddělit nebezpečné provozní, snažit se o regulaci spotřeby nejrizikovějších produktů v domácnostech). Tato myšlenka a její využitelnost v praxi vypadá ve stávajícím myšlenkovém klimatu jako absurdní, ale zvážíme-li, že právě absence zodpovědnosti za dopady našich činností je motorem pohánějícím destrukci celé planety, asi stojí za to se věci přece jen věnovat.

Zajímavým a poměrně novým tématem je zachycování fosforu na drobných vodotečích, především v oblastech, kde fosfor proniká do povrchových vod z drenážních systémů jinak obtížně kontrolovatelných. Jedná se o jakési umělé tůně, ale zaplněné nějakým typem sorbentu, jenž P zachycuje. Účinnost takových systémů je vysoká, ovšem jejich zásadním nepřítelem jsou erozní události – nedobře využívanou krajinu prostě nelze uzdravit nějakým dílčím opatřením. Nelehká je pak také otázka, co s nasyceným sorbentem. Zda půjde rovnou aplikovat na pole, nebo jestli se z něj fosfor nejprve bude muset nějak dostat ven.

Slibné vypadají projekty, kde je místo tůně se sorbentem využito umělého mokřadu, jehož sediment lze pak rovnou vrátit na okolní pozemky. V této souvislosti si dovoluji upozornit na „českou cestu“, kde se snažíme využít retenční kapacity ryb-

níků pro fosfor pohybující se naší krajinou (viz Potužák a kol. na jiném místě v tomto sborníku).

Velká pozornost se věnuje široké spolupráci se zemědělci. Je třeba říci, že poměry v členských státech EU západně od nás jsou zásadně odlišné od našich. Vyznačují se z mého úzce fosforového pohledu především velkou přezásobeností půdy fosforem, který pak odchází do vod v podobě rozpouštěných sloučenin jak z drenáží, tak v povrchových splaších. Taková situace je u nás poměrně vzácná, což je z pohledu zvládnutí fosforových rizik nesmírně výhodné. Na berlínské konferenci bylo totiž jasné patrné, jak neuvěřitelně těžká (až marná, jak připustili např. kolegové z Německa v kuloárních diskusích) je kooperace se zemědělci, kteří mají velké zastání v politické sféře (hlavně aby traktory nezablokovaly město či dálnici). Tato sféra zase řídí aktivity úřadů a výzkumných ústavů, což dohromady dává obtížně reformovatelný celek.

Vysoce akcentována je obecně práce s veřejností, a to nejen jako jakási osvětová činnost pro veřejnost, ale také např. jako práce s odborníky (či příslušníky nějakého rezortu) při zjišťování jejich názorů. V této oblasti, myslím, máme v ČR asi největší dluh. Legislativa je poměrně těžkopádná, odráží řadu vlivů a nikdy nebude schopna vyřešit všechny naše potíže. A tam, kde možnosti legislativy končí, nezbývá než nasadit vyjednávání, které ovšem může mít úspěch pouze v případě, že budu jednat s protějškem znalým širších souvislostí.

Je zcela mimo možnosti tohoto sdělení vyčerpát aktuálně v Evropě probíranou fosforovou tematiku. Velmi doporučuji navštívit stránky evropské fosforové platformy: www.phosphorusplatform.eu. Tam se dá najít spousta inspirativních materiálů.

Snad se podaří vbrzku založit fosforovou platformu i u nás a problematika fosforu se i v ČR spojí s pojmy jako udržitelnost a recyklace a dočká se i (pozitivního) zájmu politiků.

VLIV ZDROJŮ ZNEČIŠTĚNÍ NA EUTROFIZACI VODNÍCH NÁDRŽÍ – PŘÍPADOVÁ STUDIE STANOVICE

Lenka Bartošová, Jiří Beránek

Povodí Ohře, státní podnik, Bezručova 4219, Chomutov, beranek@poh.cz

Abstrakt

Prezentace má za úkol *představit* vyhodnocení vlivu jednotlivých zdrojů znečištění na eutrofizaci VN Stanovice za použití „Metodiky optimalizace návrhu opatření v povodí vodních nádrží vedoucí k účinnému snížení jejich eutrofizace“, která byla zpracována v projektu TA ČR TA02020808. Metodika vychází z předpokladu, že hlavním eutrofizačním prvkem pro sladkovodní ekosystémy je fosfor a to ve formě rozpuštěné i vázané. Kromě antropogenních vstupů fosforu jsou zde zohledněny i *přirozené vstupy v celém povodí*.

Hodnocení je řešeno s ohledem na retenci fosforu *v krajinné a vodní síti, důležitým faktorem je poloha zdroje vůči nádrži. Toto umístění je metodikou zohledněno v parametru tzv. „eutrofizačního potenciálu“*. Eutrofizační potenciál umožňuje porovnání rozdílných zdrojů fosforu a jeho podílu na eutrofizaci nádrže.

Hodnocení probíhá ve čtyřech fázích, v první fázi byla stanovena referenční hodnota koncentrací fosforu pro povodí vodárenské nádrže. V druhé fázi byla provedena inventarizace antropogenních zdrojů do vodních toků v povodí. Ve třetí fázi byla provedena charakterizace z pohledu eutrofizačního potenciálu. V poslední *čtvrté* fázi bylo určeno pořadí významnosti jednotlivých zdrojů fosforu na základě eutrofizačního potenciálu a režimu hospodaření nádrže.

V případové studii jsou na reálných datech získaných v povodí VN Stanovice testovány a postupně odvozovány chybějící koeficienty do výpočtu eutrofizačního potenciálu zdrojů.

Cílem je sestavení obecně použitelného *návodu pro hodnocení významnosti jednotlivých zdrojů fosforu v povodí vodní nádrže, jako nástroje pro podporu rozhodování při návrhu opatření v určitém povodí vodních nádrží*.

Klíčová slova: *zdroje fosforu; transport fosforu; eutrofizační potenciál.*

Abstract

The aim of this presentation is to evaluate the impact of particular sources of pollution on eutrophication of Stanovice reservoir. It uses the methodology „Metodika optimalizace návrhu opatření v povodí vodních nádrží vedoucí k účinnému snížení jejich eutrofizace“, which was developed in the project TA ČR 02020808. This methodology assumes, that phosphorus (dissolved or bound) is the main element responsible for eutrophication in freshwater systems. Both anthropogenic and natural sources of phosphorus are considered.

The evaluation considers retention of phosphorus in the water system. Relation between the location of source of pollution and the location of reservoir is an important factor. The location of pollution source is therefore taken into account using a parameter named potential of eutrophication. Potential of eutrophication allows to compare different sources of phosphorus and their impact on eutrophication of the reservoir.

The evaluation proceeds in four phases. In the first phase the reference values of concentration of phosphorus in the catchment areas were defined. In the second phase the evaluation of anthropogenic inputs of phosphorus was carried out. In the third phase the potential of eutrophication of individual pollution sources was assessed. In the last phase the rank of importance of particular sources of phosphorus was defined, taking into account the potential of eutrophication and the reservoir operation regime.

In the case study, the coefficients used in calculation of potential of eutrophication that were proposed by the methodology were tested.

The study applied instructions for an evaluation of particular sources of phosphorus in the catchment area of a Stanovice reservoir. The methodology should be used as a support for decision making as a part of management of reservoirs vulnerable to eutrophication.

Úvod

Eutrofizace povrchových vod se v posledních několika dekádách stala vážným problémem. Její negativní projevy jsou především spojeny s nadměrným rozvojem řas a sinic, což snižuje jakost surové vody ve vodárenských nádržích, ale také omezuje rekreační využití ostatních vodní nádrží. Jak dobře víme, hlavními zdroji fosforu jsou komunální odpadní vody, splachy ze zemědělských ploch, rybníkářství, apod. Na vnosu fosforu se mohou podílet i průmyslové odpadní vody, ale i vlastní geologické pozadí. Již delší dobu se vedou vášnivé diskuze nad tím, který zdroj fosforu dostane onoho Černého Petra, tj. že on může za eutrofizaci našich nádrží. Zda to budou majitelé a provozovatelé kanalizačních systémů nebo zemědělci, popřípadě rybníkáři. K možnému rozřešení nesmiřitelných stran, ale možná tomu bude právě naopak, kdy diskuze budou probíhat dále a to i mezi zástupci stejných typů zdrojů znečištění jako například mezi jednotlivými kanalizačními společnostmi, příšli kolegové z Výzkumného ústavu vodohospodářského s nabídkou spolupráce na vytvoření „Metodiky optimalizace návrhu opatření v povodí vodních nádrží vedoucí k účinnému snížení jejich eutrofizace“. Nedílnou součástí této metodiky je právě zohlednění umístění posuzovaného zdroje fosforu na vodní síti vůči nádrži. Toto přinese do diskuze nad tím, kdo za tu onu eutrofizaci může, další dimenzi, tj. zda je větším nebezpečím pro nádrž malá ČOV *bez chemického srážení fosforu v bezprostřední blízkosti nádrže*, anebo několik desítek kilometrů vzdálená velká městská ČOV.

Základní principy metodiky

Cílem předložené metodiky je poskytnout univerzální návod, jak v povodí libovolné vodní nádrže identifikovat všechny významné antropogenní zdroje fosforu a určit jejich eutrofizační potenciál. Eutrofizační potenciál je v této metodice definován jako indikátor, který umožňuje srovnávat různé typy zdro-

jů antropogenního fosforu v povodí s ohledem na emitované množství a formy fosforu, umístění v povodí hodnocené nádrže a sezónnost přísunu znečištění. Eutrofizační potenciál určuje celkovou významnost zdrojů a umožňuje sestavit hierarchizovaný seznam zdrojů pro následnou volbu a aplikaci vhodných opatření v povodí. Metodika je strukturována do čtyř samostatných navigujících bloků, které lze charakterizovat takto:

První blok metodického postupu popisuje způsob, jak odvodit cílové hodnoty koncentrací fosforu v přítocích do nádrže a v samotné nádrži. Tento krok je důležitý zejména v oblastech, kde se přirozeně vyskytují zvýšené koncentrace fosforu v povrchových vodách nebo kde je velká variabilita přírodních podmínek. V takových případech není možné použít schválené metodické postupy pro hodnocení ekologického stavu útvarů kategorie řeka a jezero (Rosendorf et al., 2011; Borovec et al., 2013), ale je třeba postupovat v souladu s touto metodikou.

Druhý blok metodického postupu se zabývá inventarizací všech antropogenních zdrojů fosforu v povodí nad hodnocenou nádrží a popisuje potřebné informace a zdroje dat, které jsou důležité pro jejich identifikaci. Současně popisuje způsoby, jak lokalizovat jednotlivé typy vstupů fosforu na struktuře říční sítě.

Třetí blok metodického postupu popisuje, jakým způsobem mají být odvozeny charakteristiky jednotlivých zdrojů fosforu v povodí, které umožní určit jejich eutrofizační potenciál ve vztahu k hodnocené nádrži a také jakým způsobem získat nebo doplnit potřebná nebo chybějící data.

Čtvrtý blok metodického postupu popisuje způsob výpočtu eutrofizačního potenciálu jednotlivých zdrojů fosforu v povodí a tvorbu výsledného seznamu zdrojů, seřazeného sestupně podle klesajícího eutrofizačního potenciálu ve vztahu k hodnocené nádrži [1].

Výsledky a diskuze

Kromě zpracování koncepce vlastní metodiky bylo nutné následné otestování funkční beta verze modelu v dostatečném detailu. Pro tento účel bylo vybráno povodí vodárenské nádrže Stanovice, která je nenahraditelným zdrojem pitné vody pro karlovarskou oblast. Do modelu bylo nutné shromáždit dostatečné množství podkladů o vhodných typech opatření a vhodnosti jejich aplikace pro jednotlivé typy zdrojů. Probíhaly zde velmi detailní analýzy jak na straně zdrojů, tak i na straně vhodných opatření. Byla zpracována analýza zdrojů bodového i plošného znečištění v povodí a byly navrženy specifické typy

opatření ke snížení vstupu fosforu ze zdrojů. V případě bodových zdrojů byla opatření navržena vždy v několika variantách, v případě plošných zdrojů volbou nejefektivnějších typů i se zohledněním jejich vhodné kombinace.

Stanovení referenčních hodnot

Stanovení referenčních hodnot koncentrací celkového a rozpuštěného fosforu pro povodí hodnocené nádrže Stanovice, které má heterogenní povodí z pohledu geologických a půdních podmínek se zastoupením vyvřelých hornin přirozeně bohatších na fosfor, bylo nutné provést doplňkový monitoring vybraných antropogenně neovlivněných částí povodí s cílem získat informace o přirozených obsazích fosforu ve vodách. Po určení cílových koncentrací celkového fosforu (případně rozpuštěného fosforu) v přítocích do nádrže byl dle metodického postupu zařazen rozhodovací krok, při kterém podle metodiky (Borovec et al. 2013) bylo provedeno vyhodnocení očekávané cílové koncentrace celkového fosforu ve vrstvě epilimnia u hráze nádrže a tyto hodnoty byly srovnány se skutečně měřenými hodnotami zjištěnými ve směsných vzorcích [1].

Data o pozadových koncentracích fosforu

Pro získání informací o pozadových koncentracích fosforu a jeho forem v pilotním povodí VN Stanovice byly dále využity archivní údaje o sledování některých neovlivněných částí povodí státním podnikem Povodí Ohře, údaje z účelového monitoringu provedeného ÚÚV TGM v rámci projektu NAZV (Krása et al., 2011) a monitoringu vybraných lesních a dalších neovlivněných povodí provedeného v letech 2012 a 2013 v rámci tohoto projektu. Z naměřených dat vyplývá, že určení pozadové koncentrace fosforu ve východní části povodí, kde geologické podloží je tvořeno terciárními vulkanickými horninami (čediče), jsou oproti zbývajícím plošným povodím, kde je podloží tvořeno převážně hlubinnými vyvřelými horninami (žuly), dvojnásobné. Pozadové koncentrace celkového fosforu, kde geologické podloží je tvořeno čediči, jsou v rozmezí 0,06 – 0,09 mg/l a koncentrace fosforu, kde podloží je tvořeno žulami, jsou v rozmezí 0,03 – 0,04 mg/l.

Atmosférická depozice

V případové studii nebyla atmosférická depozice zohledněna. Vstup fosforu atmosférickou depozicí je v řadě studií považován za marginální a obvykle bývá vztažen pouze na plochu volné hladiny hodnocené nádrže nebo některých významnějších nádrží v povodí. Pro lokalizaci vstupu fosforu atmosférickou depozicí je nutné mít k dispozici pouze předmětné plochy vodních nádrží a informa-

Tabulka 1. Součinitele redukce produkce fosforu

Produkce P_{celk} na obyvatele (g/den)	1,8
Součinitele redukce produkce fosforu:	
OV vypouštěné bez čištění do kanalizace bez ČOV	0%
OV vypouštěné do kanalizace zakončené ČOV s mechanickým stupněm bez zvýšeného odstraňování P	30%
OV vypouštěné do kanalizace zakončené ČOV s biologickým stupněm bez zvýšeného odstraňování P	50%
OV vypouštěné do kanalizace zakončené ČOV s nitrifikací a denitrifikací bez zvýšeného odstraňování P	55%
OV vypouštěné do kanalizace zakončené ČOV se zvýš. odstraňováním P	90%
OV čištěné na Skupinové ČOV / DČOV	50%
Lokálně (individuálně) likvidované OV s vypouštěním do hydrografické sítě	30%
Lokálně (individuálně) likvidované OV bez vypouštění do hydrografické sítě (např. odvoz na pozemky)	90%
OV převedené/likvidované mimo řešené povodí	100%
Součinitel započtení rekreatů:	0,36

ci o látkovém toku nebo koncentraci v atmosférické depozici v místě nádrže. Pro kvantifikaci vstupu fosforu atmosférickou depozicí lze využít nečetné studie z území ČR nebo některých sousedních států. Dlouhodobé studie pocházejí z povodí Vltavy, z nádrží Slapy a Římov (Kopáček et al., 1997). Zajímavé výsledky poskytuje také dlouhodobá studie z lesních porostů na území Spolkové republiky Německo (Ilg et al., 2009). V případě obou studií se průměrné hodnoty atmosférické depozice fosforu pohybují na podobné úrovni v rozmezí 0,12- 0,31 kg/ha za rok, resp. 0,12 kg/ha za rok. V jednotlivých projektech Labe, Odry a Moravy řešených ve VÚV TGM v 90. letech byly zjištěny roční úhrny atmosférické depozice v rozmezí od 0,23 do 0,9 kg/ha s tím, že nejnižší obsahy byly zjištěny pro povodí Labe a nejvyšší pro povodí Odry [1].

Bodové zdroje

Komunální zdroje

V povodí vodárenské nádrže zastupuje komunální zdroje 16 obcí, které mají různorodé odkanalizování, od žádného přes biologické rybníky, biologické čistírny až po čerpací stanice s čerpáním odpadních vod mimo povodí nádrže. Pro jednotlivé druhy odkanalizování byl stanoven koeficient redukce celkového fosforu, viz Tabulka 1.

Obec Dražov

Na následujícím příkladu obce Dražov je představen způsob návrhu opatření včetně kalkulace investičních a provozních nákladů a efektu jednotlivých variant na snížení odtoku fosforu do recipientu. Obdobným způsobem byly zpracovány návrhy v celém povodí VN Stanovice.

Informace PRVKUK 2013

Základní informace o obci: Obec Stanovice – místní část Dražov, leží cca. 3 km jižně od místní části Stanovice. Pro obec je charakteristická venkovská zástavba, rodinné domy a rekreační objekty. V obci není žádná vybavenost. V katastru obce protéká Dražovský potok. Obec se nachází v CHOPAV Chebská pánev (Slavkovský les) a v PHO II. stupně vodárenské nádrže Stanovice.

Popis stávajícího stavu

V obci není vybudována kanalizace pro veřejnou potřebu. Dešťové vody jsou odváděny systémem příkopů, struh a propustků povrchově mimo intravilán obce. Splaškové OV jsou likvidovány v septičích s přepadem do místní vodoteče.

Popis návrhového stavu

Vzhledem k tomu, že k zásobování pitnou vodou jsou využívány místní podzemní zdroje a s přihlédnutím na velikost této obce není investičně a provozně výhodné budovat čistírnu odpadních vod a kanalizační síť. Proto bude nezbytné zajistit po roce 2015

rekonstrukci stávajících nebo výstavbu nových akumulčních jímek pro zachycování odpadních vod. V roce 2020 budou veškeré odpadní vody akumulované v bezodtokových jímkách likvidovány na čistírně odpadních vod obce Horní Slavkov.

Výsledky terénního průzkumu

Obec Dražov leží v prudkém svahu a je tvořena dvěma částmi, Horní Dražov na západě a Dolní Dražov na východě. V Horním Dražově je vybudována kanalizace, do které jsou zaústěny přepady ze septiků od mnoha objektů. Úniky odpadních vod do recipientu dokládají masivní povlaky bakterií rodu *Sphaerotilus*, zápach na přítoku do malého rybníku těsně pod Horním Dražovem. Podle našich údajů je tento rybník přetížen a nestačí fungovat jako biologický rybník (podle měření z jara 2014 dojde k poklesu koncentrace celkového fosforu při průchodu rybníkem z 5,66 mg/l na 3,88 mg/l). Dolní Dražov je částečně odkanalizován přes tzv. malou vodní nádrž do Dražovického potoka, další odpadní vody ze septiků se vzhledem k charakteru podloží dostanou velmi rychle do vodoteče, bez výraznější filtrace půdními vrstvami.

Koeficient redukce celkového fosforu na zdroji pro Horní Dražov je odhadován na 10 %.

Koeficient redukce celkového fosforu pro Dolní Dražov ($2/3$ žumpy = 90 % + $1/3$ septiky a dešťová kanalizace = 70 %) = 83 %.

Popis možných opatření:

Nahrazení septiků bezodtokovými jímkami

a rekonstrukce existujících bezodtokových jímek

Charakteristika opatření: Vybudování nových cca 40 nepropustných jímek (žump) a zaslepení existujících přepadů od dešťové kanalizace v Horním Dražově - výchozí opatření dle PRVKUK.

Pořizovací cena jímek: 2.800.000 Kč

Nepropustné bezodtokové jímky (40 ks x 70.000 Kč/ks) 2.800.000 Kč

Poznámka: je uvažováno vybudování 40 ks nových bezodtokových jímek (žump) s pravidelným režimem vyvážení 1x za měsíc. Předpokládaná cena investice na jímku je 70.000 Kč.

Předpokládané provozní náklady (40 obj. x 30.000 Kč/rok): 1.200.000 Kč/rok

Koeficient redukce celkového fosforu v Horním Dražově: 90 %

Zakončení existující dešťové kanalizace

v Horním Dražově ČOV

Charakteristika opatření: Změna účelu existující dešťové kanalizace na jednotnou a vybudování ČOV, současná MVN může nadále sloužit jako dočišťující biologický rybník

Pořizovací cena ČOV: 5.700.000 Kč

Pozn. ke stanovení ceny: Cena byla stanovena pouze odborným odhadem, bez přihlédnutí na délku kanalizační stoky a umístě-

Tabulka 2. Počet obyvatel a jejich způsob odkanalizování včetně stanovení objemu odpadních vod

Demografický vývoj		jednotka	2002	2005	2010	2015
Počet trvale bydlících obyvatel		obyvatel	102	102	103	105
Počet osob s časově omezeným pobytem (ČOP)		obyvatel	95	95	95	95
Kanalizace a ČOV	označení	jednotka				
Počet všech obyv. napoj. na kanal.	Nk	obyvatel	0	0	0	0
Počet obyv. napojených na ČOV	Nčov	obyvatel	0	0	0	0
Spec. produkce odp. vod obyv.	Qov	l/(os.den)	149	149	149	132
Produkce odpadních vod	Mov	m3/den	24,3	24,3	24,4	16,7

ní ČOV. ČOV je uvažována o velikosti 200 EO. 200 x 28.500 = 5.700.000 Kč
Předpokládané provozní náklady (7.000 m³/rok x 31,29 Kč/m³): 219.030 Kč/rok

Koeficient redukce celkového fosforu Horní Dražov (varianta bez odstraňování fosforu) 50%.

Koeficient redukce celkového fosforu Horní Dražov (varianta s chemickým odstraňováním fosforu): 90 %.

Vybudování kanalizace a ČOV v Horním i Dolním Dražově

Charakteristika opatření: Délka kanalizace v obou částech místní části Dražov by byla přibližně 2,5 - 3,0 km v závislosti na možnosti využít současnou dešťovou kanalizaci. Jedná se o alternativu k opatření č. 2 zahrnující kromě Horního Dražova i Dolní Dražov.

Uvažovaný počet obyvatel napojených na kanalizaci 200

Předpokládá se počet odkanalizovaných objektů 50

Pořizovací cena kanalizace a ČOV: 30.325.000 Kč

Kanalizační stoky DN300 - 3000 m (3000 m x 8000,-) 24.000.000 Kč

Počet přípojek 50 (50 x 12.500,-) 625.000 Kč

Komunální ČOV pro 200 EO 5.700.000 Kč

Předpokládané provozní náklady (7.000 m³/rok x 31,29 Kč/m³): 219.030 Kč/rok.

Koeficient redukce celkového fosforu v obci Dražov (varianta bez odstraňování fosforu) 50 %

Koeficient redukce celkového fosforu v obci Dražov (varianta s chemickým odstraňováním fosforu) 90 %.

Při přepočtu investičních nákladů na jednoho trvalého obyvatele ve variantě č. 3 jde o částku 288.810 Kč/obyv. Pokud do přepočtu započítáme i osoby s časově omezeným pobytem jde o částku 151.625 Kč/obyv. Tyto investiční náklady představují redukci celkového fosforu o 82,2 kg za jeden rok.

Další možná varianta, která byla také v rámci projektu posuzována, představuje vybudování jedné nebo dvou čerpacích stanic a přečerpávání komunálních vod na ČOV Stanovice, ze které jsou odpadní vody vypouštěny pod hráz VD Stanovice. Toto řešení představuje 100% redukci fosforu, pokud bychom zanedbali případné přepady odpadních vod při zvýšeném nátoku balastních vod do čerpací stanice při deštích nebo oblev.

Průmyslové zdroje

V povodí vodárenské nádrže Stanovice se nenacházejí průmyslové zdroje.

Rybníky

V povodí nádrže se nachází na 40 rybníků, z nichž největší rybníky jsou ve vlastnictví Rybářství Mariánské Lázně, s. r. o. (člen skupiny Třeboň Holding, a. s.) Jedná se o rybníky: Lomnický Velký (8 ha, 79 tis. m³ – plůdkový výtažník), Modrý Velký (3 ha, 18 tis. m³), Tašovický Velký (2 ha), Andělský (1,3 ha), Zámecký, Javorná (1,2 ha) a Modrý Malý (1 ha). Na těchto největších rybnících probíhá extenzivní hospodaření a dle platných vodohospodářských rozhodnutí má provozovatel za povinnost ihned po výlovu zahradit rybník tak, aby nedocházelo k vyplavování rybníčního sedimentu dále po toku.

Další dva rybníky spravují Vojenské lesy a statky, státní podnik. Jedná se o rybníky Zelený (3,5 ha, 40 tis. m³) a Činov (1,5 ha). Dále zde na rybníce U černého (1,5 ha) a kaskádě rybníků

Stružná hospodaří Český rybářský svaz, místní organizace Karlovy Vary.

Povodí Ohře, státní podnik spravuje pět malých vodních nádrží (bez obsádky ryb), které jsou umístěny pod výustní obecních kanalizací (Dlouhá Lomnice, 2x Nové Stanovice 2x Dražov, viz kapitola „Komunální zdroje“) [2].

Plošné zdroje

Mimoerozní odtok

Pro určení mimoerozního odtoku ze zemědělských ploch v povodí VN Stanovice byl aplikován kombinovaný postup s využitím charakteristických koncentrací fosforu podle metodiky Krása et al. (2013), který byl v některých částech povodí zpřesněn na základě měření odtoku fosforu v čistě zemědělských povodích. Koncentrace byly přiřazeny jednotlivým půdním typům a poté byla provedena geografická analýza s mapou půdních typů a zemědělsky obhospodařovaných ploch. Jejím výsledkem byl výběr zemědělských oblastí s přiřazením charakteristických koncentrací fosforu podle půdních typů. Poté bylo provedeno rozdělení zemědělsky využívaných ploch do povodí IV. řádu. V dalším kroku byl proveden výpočet ročního odtoku celkového fosforu na základě vážené koncentrace fosforu v zemědělských oblastech a hodnot specifického odtoku, který je v povodí VN Stanovice určen jednou hodnotou. Odtok fosforu ze zemědělských ploch byl nakonec přiřazen k příslušnému povodí IV. řádu.

Erozní odtok

V zájmovém povodí byl během léta a podzimu 2012 proveden podrobný terénní průzkum, zaměřený především na zhodnocení erozní ohroženosti zemědělských pozemků, na způsob využití krajiny a využívání zemědělských pozemků a na zjištění možných cest znečištění vodních toků produkty eroze a transportu splavenin. Byl navštíven každý zemědělský pozemek v zájmovém území a byl zaznamenán jeho způsob využití, který byl následně porovnán s databází LPIS a u pozemků využívaných jako orná půdy byla zaznamenána hlavní plodina, zastižená během vegetační sezony 2012. Dále byly expertním odhadem identifikovány silně erozně ohrožené pozemky. Identifikace byla konfrontována s předem vytvořenou mapou erozní ohroženosti zájmového území.

V převážné většině byl zjištěn soulad mezi způsobem využití pozemků deklarovaným databází LPIS a reálně praktikovaným. Území je zemědělsky využíváno relativně extenzivně s řadou pozemků ležících ladem. To se týká velmi často potočních niv, které jsou převážně široké, ploché a často zamokřené. To je pozitivní z hlediska zachycování potenciálních splavenin. Poměrně netypické je zájmové území i z hlediska upravenosti hydrografické sítě. Vodní toky jsou upraveny jen zřídka a při průzkumu v nich nebyl zjištěn nadměrný výskyt bahnitého sedimentu, což naznačuje relativně nízký transport splavenin. Za potenciální rizikové lokality bylo během průzkumu označeno pouze 6 lokalit [1].

Pro určení erozního odtoku v povodí VD Stanovice byly použity dva modely, jednodušší distributivní model erozních a transportních procesů WATEM/SEDEM (Van Oost et al., 2000; Van Rompaey et al., 2001) a epizodní model srážko-odtokových vztahů, erozních a transportních procesů EROSION 3D (Schmidt et al., 1996). Zatímco fyzikální model EROSION 3D řeší otázku jedné srážkové epizody, model WATEM/SEDEM je nástrojem kontinuálním, který je schopen bilancovat množství splavenin transportovaných jednotlivými úseky vodních toků až k uzávěrovému profilu zájmového území a jím poskytované výsledky představují dlouhodobé průměrné hodnoty.

Při porovnání obou matematických nástrojů WATEM/SE-DEM a EROSION 3D je třeba vzít v úvahu, co je cílem a jaký je princip výpočtu obou nástrojů, ale z prvotního porovnání je zřejmé, že možnost využít jednoduchý empirický model eroze a transportu splavenin pro určení zdrojových ploch zanášení vodních útvarů je vcelku reálná a má smysl se jí věnovat podrobněji. Bohužel jednoduchý model nelze použít pro popis konkrétní události a stejně tak nelze jeho výstupy využít pro návrh a zejména dimenzování především technických protierozních opatření [1].

Pilotní studie CEA byla v povodí vodárenské nádrže Stanovice zaměřena pouze na pozemky s ornou půdou, na kterých byly uvažovány 4 kategorie opatření: vybudování mezí, změna osevních postupů, trvalé zatravnění a zalesnění. Celkově bylo zahrnuto do pilotní studie 54 pozemků, na kterých lze realizovat 162 opatření. Pro účely pilotní studie byla zvolena 50 % redukce fosforu na vnosu do vodní nádrže pocházející ze zemědělské půdy. Cílem tak bylo dosažení redukce o 950 kg fosforu. Této úrovně bylo dosaženo realizováním 48 jednoduchých opatření a jednoho opatření, které kombinovalo dvě opatření. Celkové roční náklady jsou ve výši 1.445.338 Kč [3].

Pasení skotu

V současné době je zemědělská činnost v povodí nádrže Stanovice zaměřena především na pasení skotu. Jedná se o chov zhruba 1240 ks skotu. Chov skotu má v dané oblasti narůstající trend. Před pěti lety zde bylo chováno cca 500 krav. Většina vodních toků a pramenišť, které se nacházejí na pastvinách, je zabezpečena před poškozováním – rozšlapáváním hovězím dobyt看em ohradníky [2].

Eutrofizační potenciál

Každý identifikovaný zdroj fosforu v povodí, jehož emise zcela nebo zčásti končí v říční síti hodnoceného povodí, by měl být charakterizován sadou parametrů, které umožní určit v následujícím kroku metodiky jeho eutrofizační potenciál ve vztahu k hodnocené nádrži. Základní a doplňkové charakteristiky zdroje jsou uvedeny v následujícím seznamu:

A měřené nebo odvozené roční vstupy celkového fosforu do vod (v kg/rok)

B měřené nebo odvozené roční vstupy fosforečnanového fosforu do vod (v kg/rok)

C vzdálenost místa vstupu fosforu ze zdroje od hráze hodnocené nádrže (v km)

D souhrnná teoretická doba zdržení vody v nádržích na toku mezi zdrojem a vstupem do nádrže (v letech)

E charakter vstupu fosforu ze zdroje - sezónnost (kategorizace: celoroční, epizodní apod.) – doplňková charakteristika

Charakteristiky zdroje (A, B, E) jsou univerzální a mohou být použity i při hodnocení stejných zdrojů ve vztahu k jiné nádrži v povodí. Charakteristiky (C, D) je nutné odvodit nově pro jiné hodnocené povodí, protože charakterizují retenční a transformační prvky mezi zdrojem a hodnocenou nádrží a jsou tudíž specifické vždy pro určitou vodní nádrž.

Vzdálenost místa vstupu fosforu ze zdroje od hráze hodnocené nádrže (C)

Význam této charakteristiky při určení eutrofizačního potenciálu konkrétního zdroje spočívá v zahrnutí retenčních a transformačních procesů, ke kterým dochází v říční síti mezi místem vstupu znečištění do toku a hrází cílové nádrže. Vzhledem k tomu, že retence fosforu se může výrazně lišit v závislosti na velikosti toku, je potřeba současně určit dílčí délky toků, které reprezentují různé řády podle Strahlera.

Souhrnná teoretická doba zdržení vody v nádržích na tocích mezi zdrojem a vstupem do nádrže (D)

Průtočné vodní nádrže na říční síti představují ve všech povodích významný transformační a retenční prvek, který je schopen odstranit významnou část fosforu z přitékající vody. Míra odstranění fosforu v konkrétní nádrži je závislá na objemu nádrže a průměrném průtoku. Tyto dvě veličiny charakterizují každou nádrž teoretickou dobou zdržení. V testované metodice je souhrnná teoretická doba zdržení používána pro výpočet celkové retence fosforečnanového fosforu v průtočných nádržích, lokalizovaných na průtokové cestě mezi zdrojem fosforu v povodí a vzdutím hodnocené nádrže. Pro odvození retence fosforu v povodí vlivem nádrží je v metodice použita publikovaná závislost retence fosforu v nádržích (Hejzlar et al. 2006)

$$fD_x = 1 - 1,84D_x^{1+1,84D_x}$$

kde

D_x je souhrnná teoretická doba zdržení v nádržích na tocích mezi zdrojem a vzdutím nádrže.

Postup výpočtu eutrofizačního potenciálu zdrojů fosforu a sestavení žebříčku významnosti zdrojů v hodnoceném povodí

V posledním kroku metodiky je proveden výpočet eutrofizačního potenciálu každého jednotlivě evidovaného zdroje podle charakteristik získaných v předchozím kroku.

Výpočet eutrofizačního potenciálu zdroje je proveden podle následující rovnice:

$$Epot_x = B_x \cdot e(-a_x \cdot C_x) \cdot f(D_x)$$

Kde

$Epot_x$ je eutrofizační potenciál x-tého zdroje vyjádřený zbytkovým vstupem rozpuštěného fosforu do hodnocené nádrže v kg,

B_x je roční emitované množství rozpuštěného fosforu vstupujícího do říční sítě ze zdroje v kg,

a_x je koeficient retence fosforu v tocích v km^{-1} , vážený podle délky řádu toků mezi zdrojem a hrází hodnocené nádrže (doporučené koeficienty pro řády toků podle Strahlera jsou uvedeny v níže uvedené tabulce),

C_x je vzdálenost zdroje od hráze nádrže v říční síti v kilometrech,

D_x je souhrnná teoretická doba zdržení v nádržích na tocích mezi zdrojem a vzdutím nádrže,

$f(D_x)$ závislost retence rozpuštěného fosforu v nádržích na toku mezi zdrojem a vzdutím hodnocené nádrže na souhrnné teoretické době zdržení (D_x).

Koeficient retence fosforu v tocích je možné odvodit podle zastoupení délek řádů vodních toků podle Strahlera mezi zdrojem a hrází hodnocené nádrže. Navržené koeficienty jsou uvedeny ve výše uvedené tabulce. Retence fosforu se mohou významně lišit také podle charakteru toku a jeho morfologie. V napřímených, dlážděných nebo jinak upravených korytech budou retence nižší než v přirozených úsecích s velkým specifickým povrchem, proto je doporučeno navržené koeficienty v umělých korytech snížit (použitím koeficientů řádu podle Strahlera o 1-2 vyšších).

V případě, že v povodí hodnocené nádrže byly zjištěny přímým měřením specifické retence fosforu v některých typech toků, je možné část nebo všechny tabelované koeficienty nahradit. Také vzhledem k velmi omezeným zdrojům informací, kterých bylo možné použít při tvorbě metodiky, při odvození

Tabulka 3. Retenční koeficient dle řádů vodních toků podle Strahlera

Řád toku podle Strahlera	Retenční koeficient (v km-1)
1	0,05
2	0,04
3	0,02
4	0,01
5	0,005
6	0,003
7	0,002
8	0,001
9	0,001

retenčních koeficientů v tocích a při následném odzkoušení v podmínkách jedné nádrže (metodika byla testována pouze pro povodí nádrže Nechranice a v případě případové studie nebyl z důvodu poměrně malého povodí nádrže retenční koeficient použit), je velmi pravděpodobné, že uvedené retenční koeficienty budou průběžně revidovány [1].

Literatura

- [1] ROSENDORF, P., ANSORGE, L., DOSTÁL, T., ZAHŘÁDKA, V., BERÁNEK, J. a kol. *Metodika pro posuzování vlivu zdrojů znečištění na eutrofizaci vodních nádrží*, 2014 projekt TA ČR č. TA02020647 včetně oborových zpráv za roky 2012, 2013 a 2014.
- [2] LEWI, P. *Zdroje znečištění vodárenské nádrže Stanovice 1990 – 2014*, srpen 2015, s. 17 a 18.
- [3] MACHAČ, J., SLAVÍKOVÁ, L., VOJÁČEK, O., *Analýza nákladové efektivnosti opatření na snížení vnosu fosforu do vodní nádrže Stanovice*, prosinec 2014, s. 28.

ZMĚNA VSTUPU FOSFORU DO VODÁRENSKÉ NÁDRŽE ŠVIHOV A JEJÍHO POVODÍ V OBDOBÍ REKONSTRUKCE ČOV PELHŘIMOV

Jakub Dobiáš, Jindřich Duras, Karel Forejt

Povodí Vltavy, státní podnik, Na Hutmance 5a, 158 00 Praha 5, tel. +420 251 050 707, jakub.dobias@pvl.cz

Abstrakt

Príspevok predstavuje zmeny vstupu živín do povodí VN Švihov v období rekonstrukce ČOV Pelhřimov na základě srovnání s daty z minulých let. Město Pelhřimov představovalo dlouhodobě největší zdroj emisí fosforu v povodí nádrže. V období rekonstrukce zůstávala zhruba polovina odpadních vod nečištěná a dostávala se přes dva biologické rybníky do říčky Bělá, která je přítokem Želivky. I přes výrazné zvýšení koncentrací fosforu v povodí během rekonstrukce na přelomu let 2013/2014, nebyly zatím výraznější změny v samotné nádrži pozorovány. Příčinou byl hydrologicky chudý rok 2014 a vysoká účinnost retence v předřadné vodní nádrži Sedlice. Srovnání odnosů živin za uplynulé roky dokládá, že přísun dusíku z plošných zdrojů je oproti aktivním formám fosforu závislý na hydrologické situaci. Vypočítané odnosy $P_{celk.}$ získané kontinuálním a diskrétním vzorkováním před vzdutím VN Švihov byly vyjma extrémních hydrologických událostí srovnatelné. Průběhy koncentrací při méně frekventovaných bodových odběrech už nikoli. Ke konci roku 2014 se situace v povodí spolu s pokračující rekonstrukcí čistírny zlepšila, ovšem poslední výsledky jednoznačně ukazují na opětovné zhoršení situace, na vině jsou biologické rybníky, které mají extrémní množství živin uložené v sedimentu a déle trvající sucho.

Klíčová slova: VN Švihov; rekonstrukce ČOV Pelhřimov; biologický rybník; bilance fosforu; zdroje živin; eutrofizace.

Abstrakt

This study carry out changes in nutrient inputs to the catchment of Švihov water reservoir during the reconstruction of wastewater treatment plant in the Pelhřimov city based on a comparison with a data from previous years. In the long term period, Pelhřimov represented the largest source of phosphorus emissions in the catchment. During the reconstruction remained roughly half of wastewater untreated and came over two biological ponds into the river Bělá, which is a tributary of Želivka river, main water source of Švihov reservoir. Despite a significant increase in the phosphorus concentration at the turn of 2013/2014, there haven't been yet observed any significant changes in the Švihov water reservoir. This was caused mainly by the poor hydrological year 2014 and by the high efficiency of retention in the small dam Sedlice. Comparison of nutrient runoff for the past years showed, that nitrogen inputs from non-point sources depends on the hydrological situation, in contrast with active forms of phosphorus. Results of total phosphorus mass balance obtained by continuous and point sampling were (except the extreme hydrological events) comparable. Greater differences have been observed, when the sampling frequency of point samples was lower. At the end of 2014, the situation in the catchment improved, but the last results clearly shows that

the situation goes bad again. To blaim are sediments in the biological ponds and low precipitation during the summer 2015.

Keywords: Švihov water reservoir; reconstruction; WWTP Pelhřimov; biological pond; phosphorus mass balance; source of nutrients; eutrophication.

Úvod

Povodí vodárenské nádrže má plochu přibližně 1200 km², je poměrně výrazně zatíženo bodovými i plošnými zdroji živin, zejména fosforem a dusíkem. VN Švihov je svými rozměry (260 mil. m³ a TRT cca 430 dní) největší vodárenskou nádrží ve střední Evropě, zásobující zhruba 1,25 mil. lidí pitnou vodou. Jako taková si zvýšenou pozornost, ochranu a intenzivní monitoring jistě zaslouží. Vodohospodářské laboratoře státního podniku Povodí Vltavy sledují kvalitu vody na odtocích cca 40 čistíren odpadních vod v povodí VN Švihov. Nejvýznamnější jsou zpravidla ty čistírny, které vypouštějí největší objemy odpadních vod, tj. ČOV Pelhřimov, Pacov, CEREPA Červená Řečice, Čechovice a řada dalších.

V letech 2013–2014, kdy byla realizována rekonstrukce ČOV Pelhřimov, se muselo přejít od obvyklého hledání příčin k rychlému řešení následků a zmírnění nepříznivého vlivu zvýšeného znečištění vody v povodí VN Švihov. Negativní dopady na kvalitu vody se společným úsilím snažili zmírnit pracovníci města Pelhřimov, ČOV Pelhřimov a státního podniku Povodí Vltavy.

Fosfor je živinou, která se do našich povrchových vod dostává především z bodových zdrojů. Oproti dusíku je v relativním nedostatku, je tedy limitující a přímo ovlivňuje biomasu řas a sinic [4,7,9,10]. Jeho nadbytek vede k tvorbě vodního květu. Dusík je naopak z hlediska eutrofizace méně významnou živinou a po oxidaci na nitrátový dusík byl navíc v průběhu rekonstrukce čistírny velmi žádoucí [3]. Odpadní vody představují v současnosti zásadní a nejvýznamnější zdroj fosforu, a to především fosforečnanů, dobře rozpustné a snadno dostupné formy fosforu pro vodní organismy [3,4,7,8].

Okresní město Pelhřimov (cca 16 tis. obyvatel) leží v kraji Vysočina v údolí říčky Bělé (obr. 1). Odpadní vody z města jsou vedeny na ČOV a dále přes dva hypertrofní biologické rybníky (I a následně II) až do říčky Bělé (měrný profil „Bělá nad soutokem s Olešnou“). Bělá ústí do Hejlovky (od VN Sedlice nazývané Želivkou) za měrným profilem „Krasíkovice“, Hejlovka je pak hlavním přítokem předřadné nádrže Sedlice, kde se nachází měrný profil „Kojčice“. Odtok z VN Sedlice je realizován z hloubky cca 5–7 m přiváděčem přes vodní elektrárnu (maximální hloubka nádrže je cca 10 m). Na odtoku se pak nachází další měrný profil, který spolu s průtoky umožňuje vypočítat odnos a účinnost retence fosforu. Nádrž je značně eutrofní, plní ale velmi důležitou ochrannou retenční funkci. Před samotným počátkem vzdutí VN Švihov ústí do toku Želivky říčka Trnava, která odvodňuje rozsáhlé povodí z oblasti Pacova a Hořepníku.

Pod soutokem obou řek je situován tzv. závěrový profil „Poříčí“, který je využíván pro výpočet látkových bilancí (obr. 1).

ČOV Pelhřimov svou původní kapacitou (115 l.s^{-1}) a technologickou výbavou (nedostatečné srážení fosforu, časté odlehčování nečištěných odpadních vod) dlouhodobě neodpovídala nárokům rostoucí městské aglomerace. Říčka Bělá tak každoročně představovala pro VN Švihov zdroj největších vnosů fosforu z celého povodí vodárenské nádrže [2,5]. V průběhu rekonstrukce čistírny zůstávala asi polovina vypouštěných odpadních vod nečištěná a vnos fosforu do povodí se tím výrazně zvýšil [5]. Samotná rekonstrukce čistírny byla plánovaná dlouhou dobu. Z projektových, finančních a legislativních důvodů však byla několikrát odložena. Samotné stavební úpravy byly započaty koncem léta 2013 a omezení činnosti ČOV se na kvalitě vody v Bělé rapidně projevilo v říjnu téhož roku, kdy byla II. biologická linka odstavena z provozu. Kritická situace v souvislosti s vypouštěnou nečištěnou odpadní vodou poté nastala v biologických rybnících pod ČOV na přelomu února a března 2014 [3,5]. V červnu 2014 pak již došlo k navýšení kapacity čištění odpadní vody a byla započata rekonstrukce III. linky (srážení fosforu). Vlivem právě probíhajícího suchého léta (2015) a stavem biologických rybníků (obr. 2) po rekonstrukci (na živiny extrémně bohatý sediment nebyl prozatím odtěžen) dochází v profilech pod ČOV k dalším nárůstům koncentrací celkového fosforu.

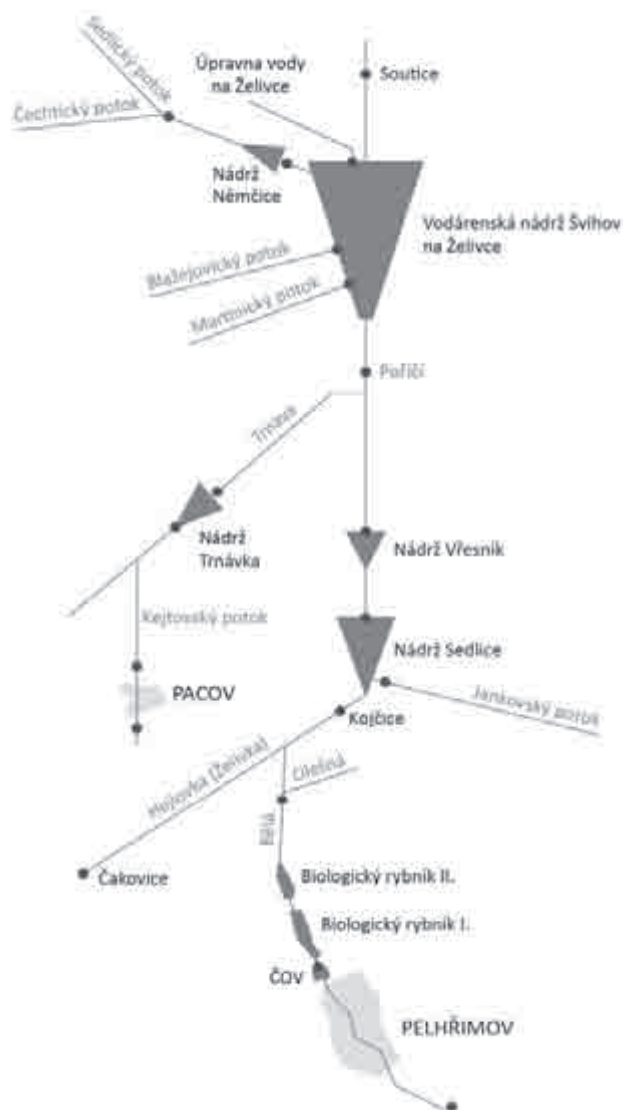
Metodika

Monitoringu povodí VN Švihov je přikládán velký význam. Vodohospodářské laboratoře státního podniku Povodí Vltavy, ve spolupráci s laboratořemi akciové společnosti Pražské vodovody a kanalizace, monitorují povodí v rámci provozního a situačního monitoringu (dle vyhlášky č. 98/2011 Sb.) kvalitu vody na přítocích Želivky dvakrát za měsíc, na stěžejních profilech je monitoring doplněn o týdenní mimořádné vzorkování na stanovení celkového fosforu. Spolu s údaji z limnigrafických stanic tak máme k dispozici dostačující data o koncentracích a odnosech fosforu. Monitoring samotné vodárenské nádrže (v podélném profilu) a jejích třech předřadných nádrží (bodově u hráze) probíhá jednou měsíčně. V letní sezóně 2014 byl vzhledem k rekonstrukci ČOV monitoring horní části VN Švihov a VN Sedlice významně rozšířen. Metodika přijímaných technologických opatření na samotných biologických rybnících se utvářela až v průběhu rekonstrukce ČOV Pelhřimov [5]. Často bylo třeba operativně reagovat na nepředvídatelné události, ovlivňující kvalitu vody v rybnících v závislosti na počasí a aktuálních výsledcích rozborů vzorků v laboratoři Povodí Vltavy [3,5]. Z důvodu náhlého zhoršení kvality vody v biologických rybnících v průběhu rekonstrukce ČOV byl začátkem října 2013 v limnigrafické stanici pod jejich odtokem umístěn automatický vzorkovač (Avalanche, Isco, Inc.). Získané vzorky však nebyly zcela reprezentativní, neboť v místě odběru nedocházelo k dostatečné příčné disperzi odtoku z rybníka s Bélou. Z těchto důvodů byl vzorkovač v březnu 2014 přemístěn na profil „Poříčí“, kde díky tomu získáváme kontinuální řadu hodnot koncentrací celkového fosforu ve dvoudenních směsných vzorcích (z dílčích vzorků, odebíraných po čtyřech hodinách).

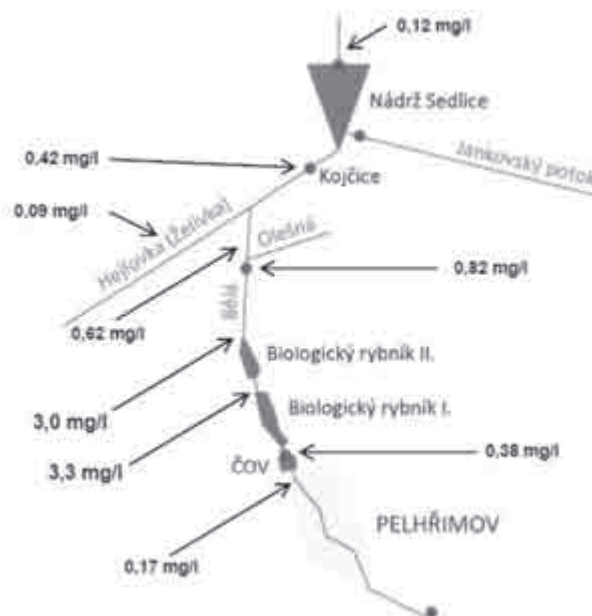
Výsledky a diskuse

Povodí VN Švihov

V průběhu rekonstrukce na přelomu let 2013/2014 došlo v podélném profilu Želivky k výraznému zvýšení koncentrací celkového fosforu prakticky na všech profilech nacházejících se v povodí pod městem Pelhřimov (graf 2). Profil Krasíkovice (nad soutokem s Bélou) slouží jako pozadí k porovnání jednot-



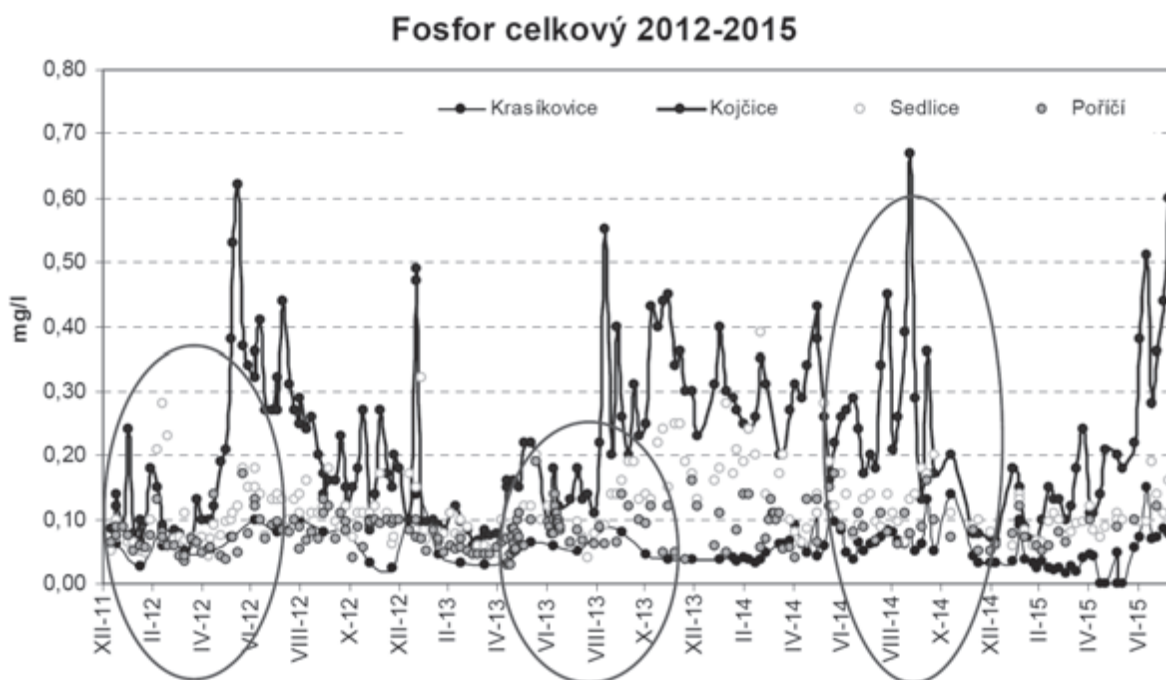
Obrázek 1.



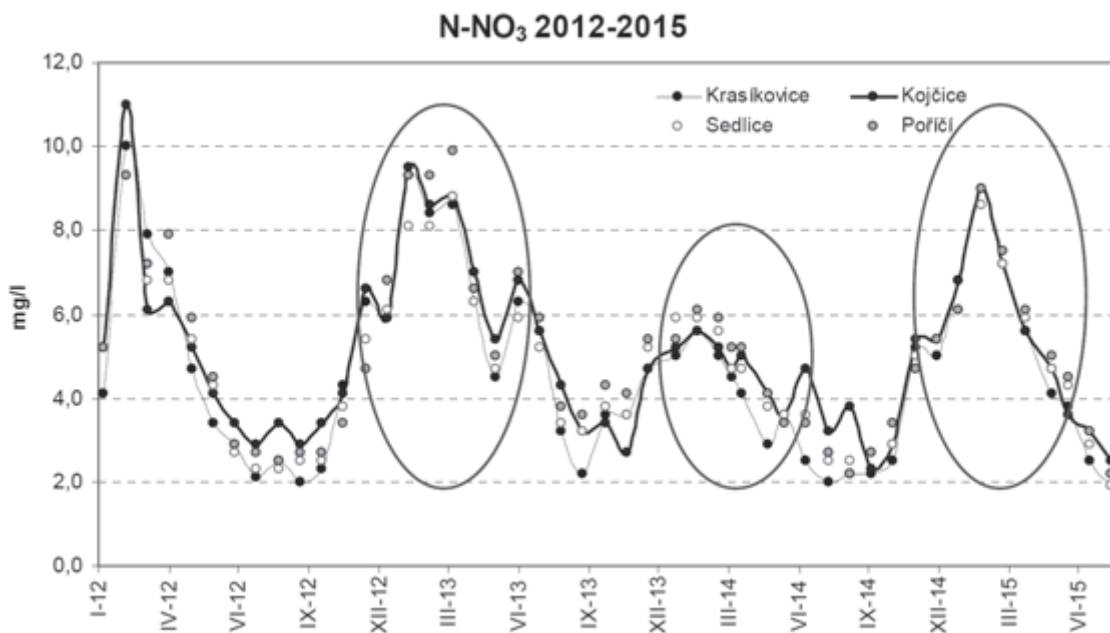
Obrázek 2.

livých let. Významnější zvýšení koncentrací celkového fosforu zde nebylo patrné - pohybovaly se kolem limitu, který je v povodí vodárenských nádrží vyžadován nařízením vlády č. 61/2003 Sb., ve znění pozdějších předpisů ($0,05 \text{ mg.l}^{-1}$). V profilu Kojčice (pod zaústěním Bělé) byly v letním období každoročně nacházeny výrazně zvýšené koncentrace sloučenin fosforu (pocházejících z Pelhřimova) a to zejména v málo vodných letech, jako byl např. rok 2012 (graf 2) nebo jakým je dosavadní průběh roku 2015. Na konci vegetační sezóny 2013 (období po začátku rekonstrukce ČOV) byly zjištěny významné nárůsty koncentrací celkového fosforu ($0,13\text{--}0,67 \text{ mg.l}^{-1}$) a jejich značné kolísání způsobené aktuálním stavem biologických rybníků a hydrolo-

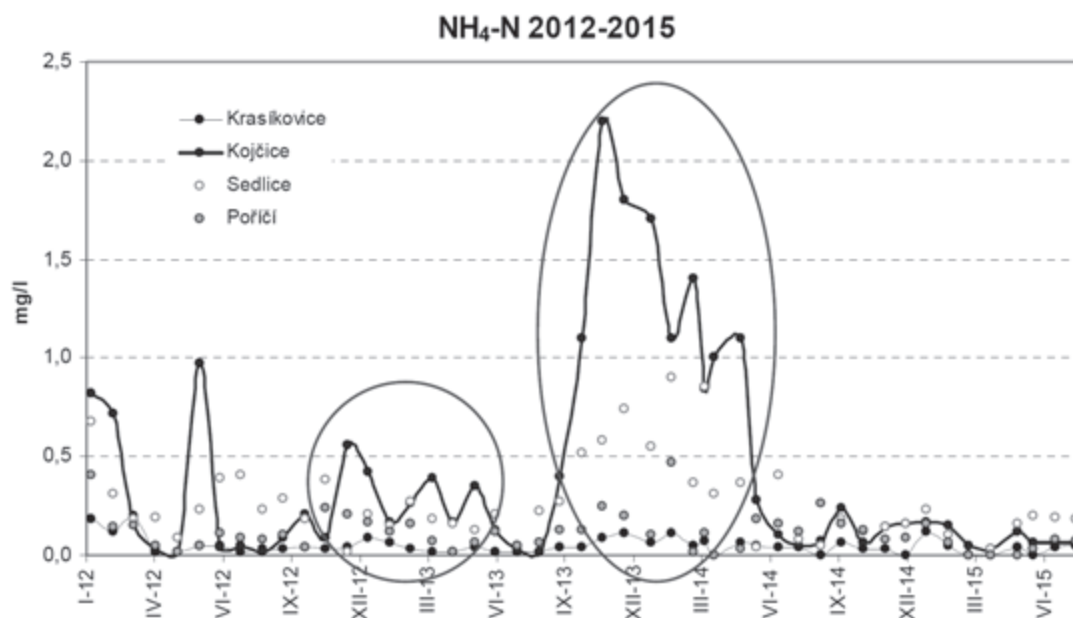
gickou situací. Vysoké koncentrace fosforu ovšem přetrvaly celé zimní období. Koncentrační nárůst oproti minulým rokům byl způsoben výhradně katastrofálním stavem biologických rybníků pod ČOV Pelhřimov (graf 2, 9) [5]. V letním období 2014 byla situace nadále zhoršená, podobně je tomu však každoročně i v ostatních sezónách [2]. Aktuální výsledky koncentrací $P_{\text{celk.}}$ po proběhlé rekonstrukci ČOV od června letošního roku jsou však neuspokojivé. Biologické rybníky byly v průběhu rekonstrukce zatíženy extrémním množstvím živin, které se usadily v sedimentu. Tento sediment dosud nebyl odtěžen, kombinace stavu rybníků a extrémně nízkých průtoků v celém povodí opět představuje velké riziko pro VN Švihov (obr. 2).



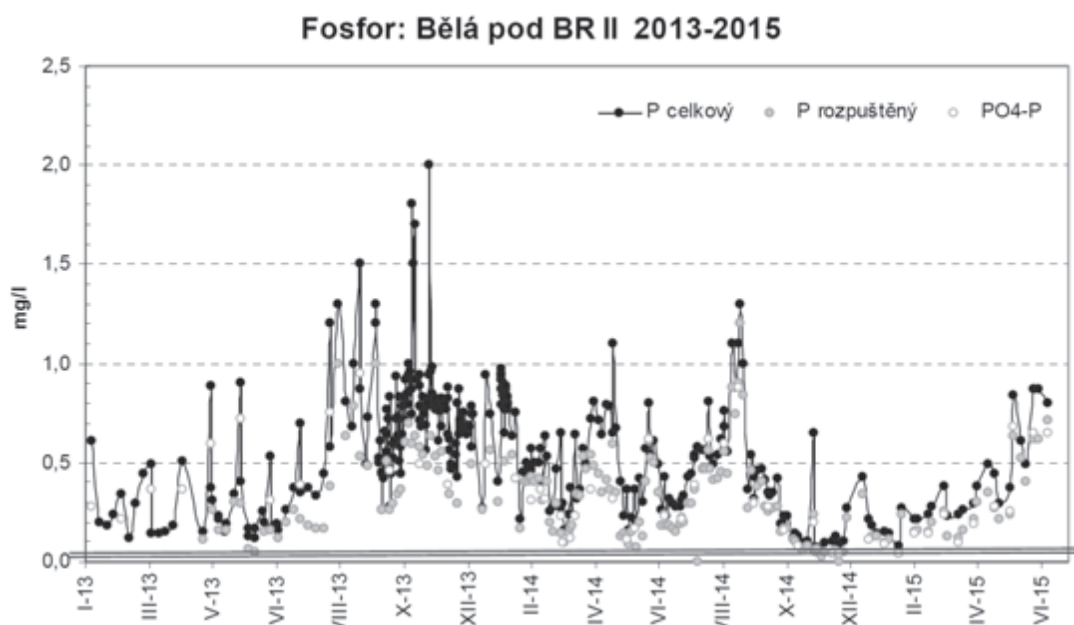
Graf 2. Graf sezónního průběhu koncentrací celkového fosforu v podélném profilu toku Želivka. V grafu jsou označeny porovnatelné části jednotlivých sezón v letech 2012-7/2015



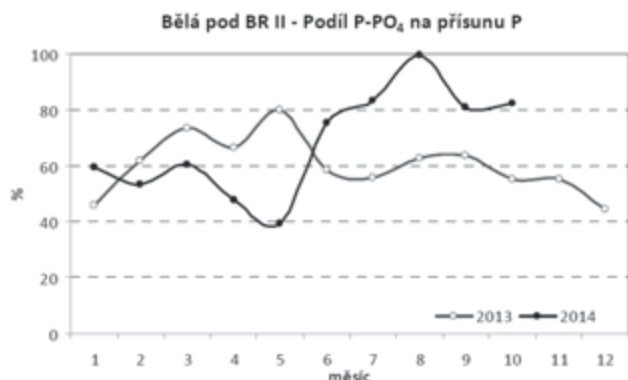
Graf 3. Graf sezónních průběhů koncentrací $N\text{-NO}_3$ v toku Želivka. V grafu jsou označeny porovnatelné zimní období v letech 2012 – 7/2015



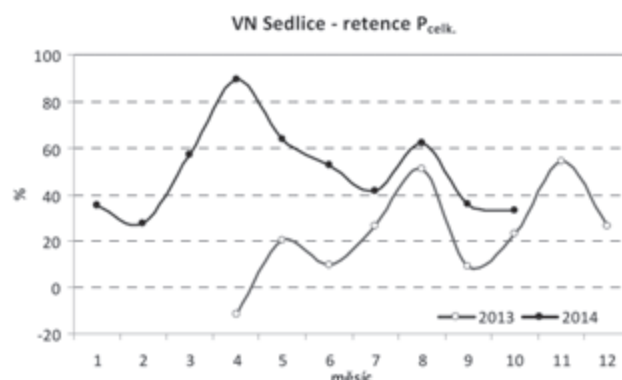
Graf 4. Graf sezónních průběhů koncentrace N-NH_4 v toku Želivka. V grafu jsou označeny porovnatelné období průběhu rekonstrukce ČOV Pelhřimov s předchozím rokem



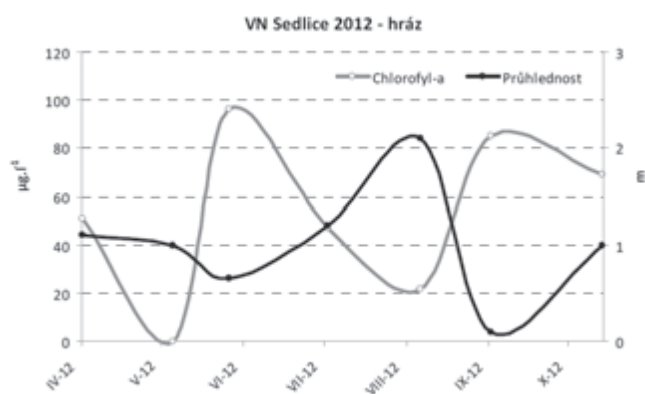
Graf 5. Graf sezónních průběhů koncentračních ukazatelů celkového, rozpuštěného a fosforečnanového fosforu v profilu Bělá pod Biologickým rybníkem II. V grafu je dvojitou čarou vyznačena hranice koncentračního limitu pro celkový fosfor podle nařízení vlády č. 61/2003 Sb., ve znění pozdějších předpisů



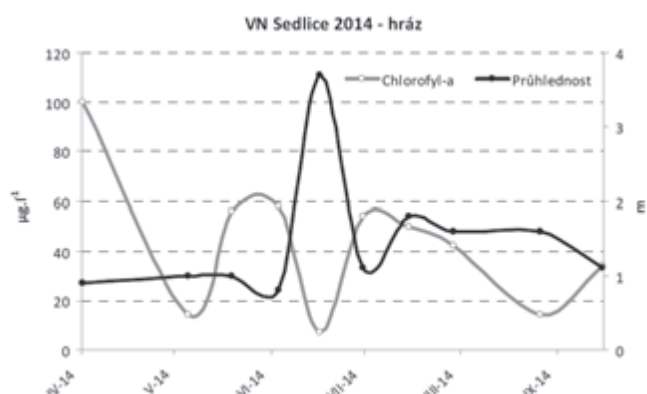
Graf 6. Podíl odnosů P-PO_4 na celkovém fosforu v profilu Bělá pod Biologickým rybníkem II v letech 2013 a 2014



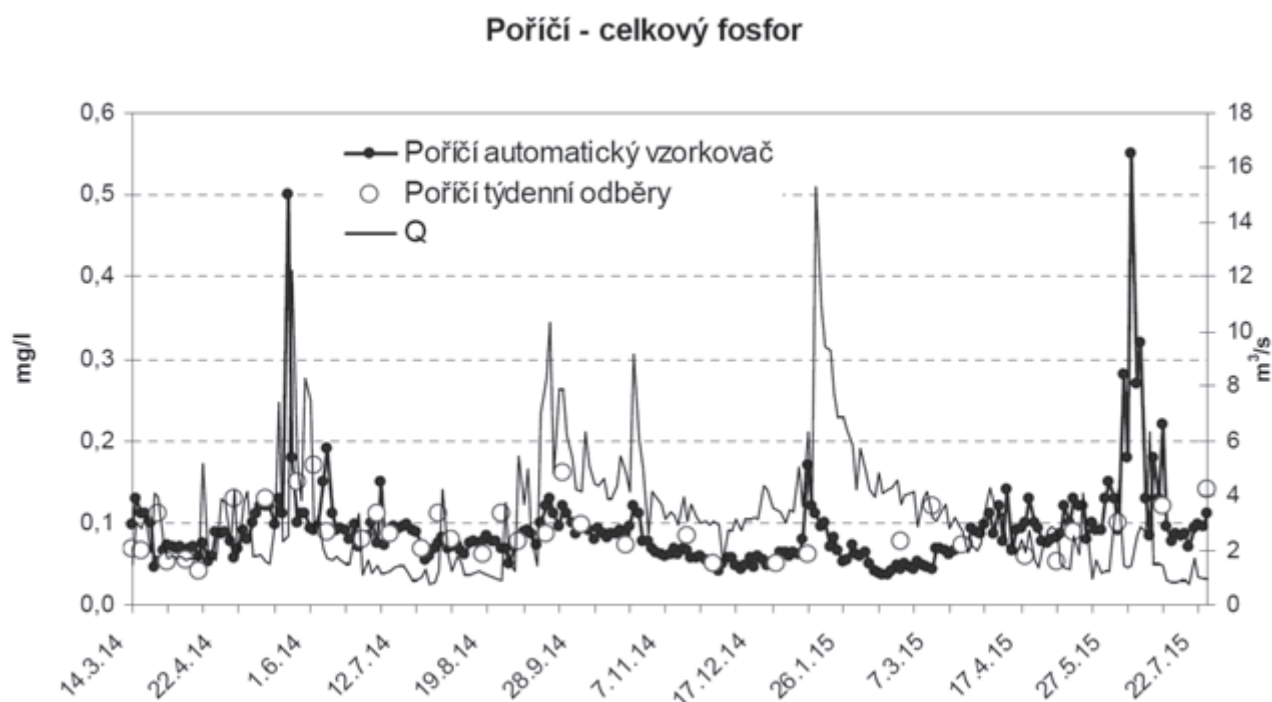
Graf 7. Účinnost retenční celkového fosforu VN Sedlice v letech 2013 a 2014



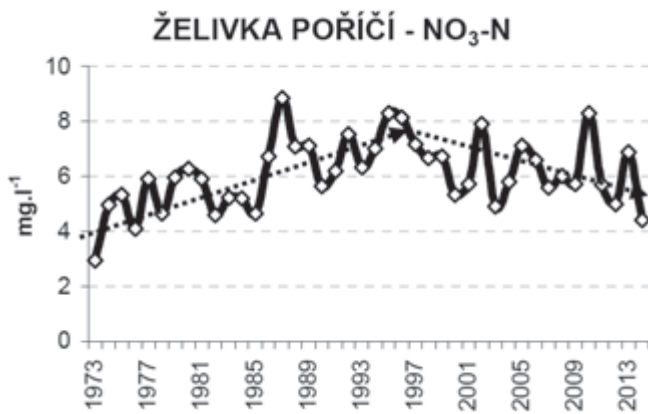
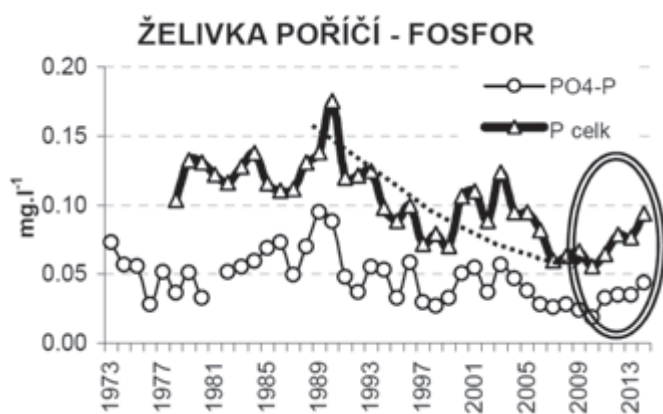
Graf 8. Koncentrace chlorofylu-a ve VN Sedlice (směsný vzorek 0-4m) a aktuální průhlednost v roce 2012



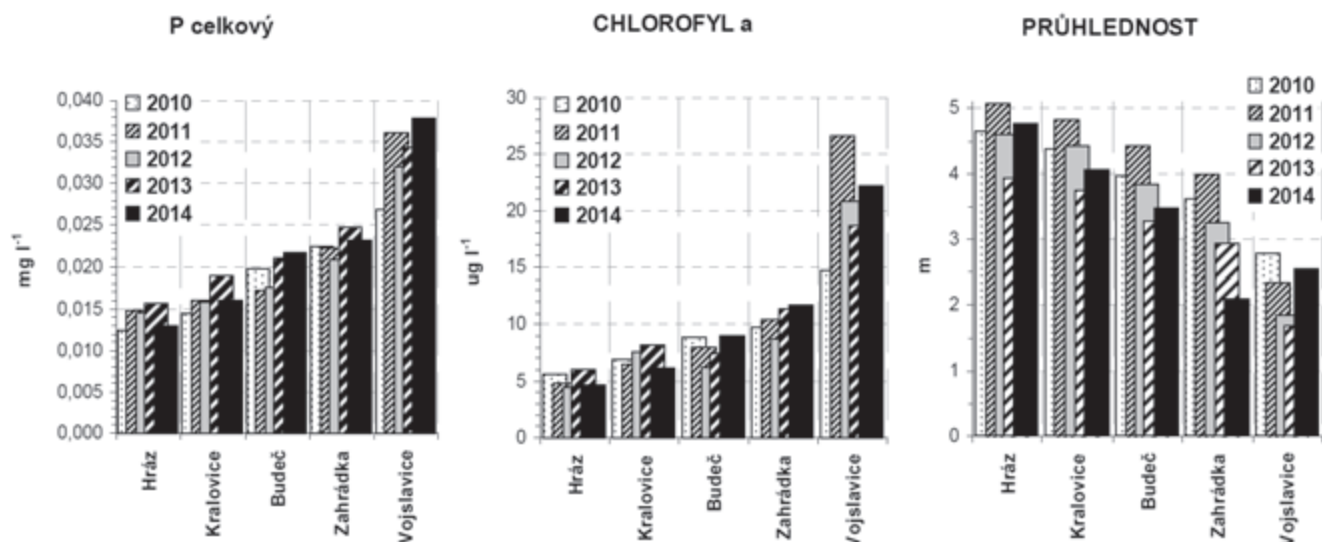
Graf 9. Koncentrace chlorofylu-a ve VN Sedlice (směsný vzorek 0-4m) a aktuální průhlednost v roce 2014



Graf 10. Srovnání dat koncentračních průběhů celkového fosforu z automatického vzorkovače a týdenních bodových odběrů na profilu Poříčí (před vstupem do VN Švihov).



Graf 11. Uzávěrový profil Želivka Poříčí. Dlouhodobý vývojový trend fosforečnanového a celkového fosforu a dusičnanového dusíku. Průměrné roční hodnoty



Graf 12. VN Švihov. Hlavní ukazatele eutrofizace v podélném profilu nádrže. Směsné epilimnetické vzorky. Průměrné hodnoty za vegetační sezónu (IV.-IX.). Roky 2010 a 2013 byly vodné, ostatní málo vodné

Pozitivní vliv retenční funkce VN Sedlice na snížení koncentrací celkového fosforu je vidět při porovnání profilů „Kojčice“ (před vstupem do nádrže) a „Sedlice“ (výtok z nádrže) a to především v letním období (graf 2). Pokles koncentrací byl podpořen i nařazením živinami méně zatíženou vodou z Jankovského potoka, který je pravostranným přítokem VN Sedlice. Retenční funkce byla nejnižší (záporná) v listopadu a prosinci 2014 (viz tab. 1, graf 2), hodnoty $P_{\text{celk.}}$ byly ovšem nízké a nádrž nebyla stratifikovaná. Závěrový profil „Poříčí“ (po soutoku s levostranným přítokem Trnavou) byl v minulých letech koncentračně ustálený. V průběhu rekonstrukce však došlo k rozkolísání koncentrací ($0,04\text{--}0,17\text{ mg.l}^{-1}$). Vysoké letní koncentrace a jejich kolísání byly zvýrazněny „suchým“ rokem 2014, kdy byl průtok oproti povodňovému roku 2013 zhruba poloviční ($Q_{355d(2014)} = 2,95\text{ m.s}^{-1}$; $Q_{355d(2013)} = 6,80\text{ m.s}^{-1}$). Právě potřeba zachycení koncentračních „peaků“ fosforu byla hlavním důvodem pro instalaci automatického vzorkovače na profilu Poříčí, před počátkem vzdutí VN Švihov (graf 10).

Sloučeniny dusíku v povrchových vodách pocházejí z velké části z plošných zdrojů, jejich výskyt je vázaný na hydrologickou situaci a množství zemědělsky obdělávané půdy v povodí [1,8,10,11]. Tuto závislost dokládá průběh koncentrační křivky dusičnanového dusíku na čtyřech profilech Želivky (graf 3), který je na všech profilech napříč sezónami podobný. Nižší koncentrace v průběhu zimy 2014 byly způsobené velmi nízkou vodností. Biologické rybníky navíc v průběhu rekonstrukce ČOV nedotvořily povodí prakticky žádnými dusičnany, ty byly všechny, včetně aplikací a zásahů, spotřebovány samotnými rybníky [3,5]. Biologické rybníky byly v průběhu rekonstrukce ČOV extrémně zatěžovány přísunem organických látek z nečištěných odpadních vod. Při jejich rozkladu vznikala amoniakální dusík, který se v anoxických podmínkách, které v rybnících panovaly, nemohl oxidovat na dusík dusičnanový (nitrifikace proběhla až ve vodních tocích). Velké navýšení koncentrací amoniakálního dusíku (až $2,2\text{ mg.l}^{-1}$, 11. 11. 2013) v době po zahájení rekonstrukce ČOV bylo pozorovatelné především v Kojčicích (graf 4). Při zvýšených teplotách a při vyšším pH vody připadala v úvahu hrozba vzniku volného amoniaku, který je pro vodní organismy toxický. V červnu 2014 před letní sezónou se koncentrace amoniakálního dusíku naštěstí snížily, takže projevy akutní toxicity nebyly na vodních organismech pozorovány. Průběh koncent-

rací amoniakálního dusíku v letošním roce již žádnou hrozbu nepředstavuje (graf 4).

Celkové bilance a látkový odnos fosforu v Bělé pod Pelhřimovem se mohou meziročně významně lišit (tab. 1). Rok 2013 byl hydrologicky nadprůměrný, vypočtené hodnoty látkového odnosu byly navíc významně poznamenány vlivem povodně [2]. Jen v červnu byl v profilu Poříčí zaznamenán odnos $383,6\text{ t N-NO}_3$ a $4,6\text{ t P}_{\text{celk.}}$ (tab. 1). Naopak rok 2014 byl vodný velmi málo. Meziroční srovnání odnosů fosforu Bělou (nejvýznamnějšího toku z pohledu znečištění) i přes rozdílnou hydrologickou situaci během porovnávaných dvou let dokládá řádově stejné hodnoty odnosu celkového fosforu. Ten pochází převážně z Pelhřimova. Oproti tomu odnos dusičnanového dusíku je řádově vyšší téměř ve všech měsících roku 2013 (celkem $176,3\text{ t}$), což bylo způsobeno vyššími srážkami a intenzivnějším vymýváním dusíku z plošných zdrojů v povodí. Řádově větší odnosy dusičnanů v roce 2013 jsou doloženy i na dalších profilech včetně koncového profilu Poříčí (1636 t v roce 2013; 390 t v roce 2014).

Nezanedbatelný meziroční rozdíl látkového toku celkového fosforu v uzavěrovém profilu Poříčí byl pravděpodobně způsoben větším přísunem erozního partikulovaného fosforu během povodní 2013 ($4,6\text{ t}$ v červnu). Ten ovšem eutrofizaci povrchových vod příliš neovlivňuje [1,4,11]. Při odečtení této hodnoty od celkového vnosu fosforu Želivkou do VN Švihov za rok 2013 ($16,4\text{ t}$) dostaneme přibližně srovnatelnou hodnotu s celkovým vnosem v roce 2014 ($8,1\text{ t}$). Vzniklý rozdíl byl s největší pravděpodobností způsoben podílem partikulovaného fosforu, který je se srážkami spjatý více. Uvedené hodnoty dokládají skutečnost, že množství dusíku v povrchových vodách závisí na hydrologické situaci a plošných zdrojích v povodí. Oproti tomu vnos fosforu je vyjma extrémních a neovlivnitelných situací relativně konstantní a závisí spíše na bodových zdrojích v povodí [1,3,4,9]. To dokládá i poměr $P\text{-PO}_4$, který pochází převážně z odpadních vod a z hlediska využitelnosti živin vodními organismy a následně eutrofizace je nejvýznamnější [1,4,11]. V průběhu červnových povodní v roce 2013 byl sice látkový tok $P_{\text{celk.}}$ na všech profilech nejvyšší (tab. 1), ale podíl $P\text{-PO}_4$ na $P_{\text{celk.}}$ v tomto období značně poklesl (graf 6). Opačně tomu pak bylo v roce 2014, kdy byl podíl $P\text{-PO}_4$ představující akutní hrozbu eutrofizace, naopak vysoký (graf 6, tab. 1). Otázkou zůstává snížený poměr

Tabulka 1. Srovnání odnosů celkového fosforu a dusičnanového dusíku v letech 2013 a 2014 v povodí pod aglomerací Pelhřimov. Srovnání účinnosti retence celkového fosforu v VN Sedlice v letech 2013 a 2014

Odnos fosforu a dusičnanů v roce 2013													
měsíc	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	celkem (2013)
Bělá													
N-NO ₃ [t]	21,69	27,72	23,74	14,08	13,94	44,96	10,12	5,80	4,71	2,68	2,74	4,16	176,3
P _{celk.} [t]	0,94	0,48	0,45	0,38	0,83	1,83	0,48	0,44	0,79	1,01	0,76	0,73	9,1
Želivka (Kojčice)													
N-NO ₃ [t]	x	x	x	16,41	33,83	111,7	22,17	11,25	9,315	9,698	5,739	12,22	
P _{celk.} [t]	x	x	x	0,38	1,04	2,96	0,71	0,58	0,76	0,71	0,96	0,78	
Jankovský potok													
N-NO ₃ [t]	21,94	21,26	21,29	12,33	11,26	23,23	9,90	5,23	6,75	5,42	5,97	5,54	150,1
P _{celk.} [t]	0,43	0,14	0,15	0,09	0,20	0,91	0,12	0,11	0,13	0,11	0,16	0,07	2,6
odtok z předzdrže													
N-NO ₃ [t]	85,4	117	95,85	55,01	38,79	147,7	33,4	12,98	16,12	17,08	12,31	19,19	650,8
P _{celk.} [t]	2,10	1,14	0,90	0,52	0,99	3,50	0,62	0,34	0,81	0,63	0,51	0,63	12,7
Poříčí													
N-NO ₃ [t]	231,4	308,1	221,2	124,5	89,58	383,6	82,15	36,98	41,07	39,45	35,24	42,38	1635,7
P _{celk.} [t]	2,23	1,65	1,21	0,69	1,07	4,59	0,96	0,58	0,84	0,70	0,66	1,26	16,4
Odnos fosforu a dusičnanů v roce 2014													
měsíc	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	celkem (2014)
Bělá													
N-NO ₃ [t]	3,86	4,05	4,91	2,96	4,25	2,85	2,18	2,58	3,87	4,73	4,63	5,57	46,4
P _{celk.} [t]	0,84	0,59	0,47	0,37	0,70	0,36	0,30	0,58	1,33	0,37	0,17	0,12	6,2
z toho P-PO ₄ [%]	59	53	60	48	39	75	83	100	81	82	94	37	
Želivka (Kojčice)													
N-NO ₃ [t]	14,52	14,24	16,05	10,60	18,19	8,66	4,69	6,31	12,05	13,96	14,28	16,81	150,4
P _{celk.} [t]	0,91	0,65	0,86	0,64	1,36	0,53	0,33	0,54	1,70	0,96	0,21	0,21	8,9
z toho P-PO ₄ [%]	89	67	52	40	78	41	108	98	65	21	63	53	
Jankovský potok													
N-NO ₃ [t]	5,31	3,89	4,53	3,17	3,97	1,52	1,10	1,53	5,05	9,67	6,13	6,29	52,2
P _{celk.} [t]	0,04	0,04	0,05	0,06	0,09	0,05	0,05	0,08	0,29	0,37	0,09	0,06	1,3
odtok z předzdrže													
N-NO ₃ [t]	23,94	17,99	19,58	13,02	19,52	8,28	5,36	5,49	21,60	24,71	20,63	21,74	201,9
P _{celk.} [t]	0,61	0,50	0,47	0,29	0,74	0,28	0,22	0,23	1,27	0,85	0,33	0,30	6,1
z toho P-PO ₄ [%]	64	65	26	10	23	37	35	15	63	39	47	48	
Poříčí													
N-NO ₃ [t]	39,35	37,36	33,59	29,91	43,55	18,17	9,47	8,28	38,03	44,47	42,49	44,79	389,5
P _{celk.} [t]	0,52	0,74	0,43	0,43	1,21	0,60	0,31	0,31	1,49	0,95	0,60	0,46	8,1
z toho P-PO ₄ [%]	68	73	23	13	25	48	62	62	90	40	59	59	
Retence P _{celk.} VN Sedlice [%]													
měsíc	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	průměr
2013	x	x	x	-12	20	9	26	51	9	23	54	26	23,1
2014	35	28	48	59	50	52	41	62	36	36	-13	-9	35,5

P-PO₄ na jaře 2014 a naopak jeho navýšení koncem léta. Na počátku sezóny mohly pozitivní roli sehrát biologické rybníky, nebo mohla být velká část dostupného fosforečnanového fosforu z Bělé pod Pelhřimovem inkorporována fytoplanktonem či nárostem. Na přelomu let 2013/2014 jsou v Bělé v profilu pod Pelhřimovem vidět zvýšené a rozkolísané koncentrace P_{celk.} z něhož značnou část představuje P-PO₄ (graf 5). Koncentrace byly závislé na aktuálním stavu biologických rybníků [3,5] a míře zředění vody z rybníků vodou z Bělé.

VN Sedlice

Významný vliv na přísun fosforu do VN Švihov má předřadná vodní nádrž Sedlice [2]. Má relativně krátkou dobu zdržení (4–15 dní), účinnost retence fosforu je tak výrazně závislá na průtocích. Na přítoku do nádrže jsou vidět zvýšené koncentrace celkového (graf 2) i fosforečnanového fosforu, které vedly k velkým vstupům fosforu do nádrže (tab. 1, Kojčice), oproti tomu na odtoku z nádrže koncentrace (graf 2) i látkové toky (tab. 1) významně klesají. Meziročně se koncentrace celkového fosforu pohybují v rozmezí 0,085 – 0,115 mg.l⁻¹ na přítoku a 0,035 – 0,065 mg.l⁻¹ na odtoku (roky 2006 – 2010) [2].

Účinnost retence fosforu nádrže Sedlice v letech 2013 a 2014 byla vyjma dubna 2013, listopadu a prosince 2014 pozitivní (tab. 1, graf 7). V roce 2013 byla převážně nižší (průměrně 23 %). Nejnižší účinnost byla na jaře a v období povodní, tedy v době s nejkratší dobou zdržení vody v nádrži (graf 7), přesto byla Sedlicí během tohoto období zachycena podstatná část fosforu (transportovaného na částicích). Naopak nejvíce fosforu bylo tradičně zadrženo koncem léta, kdy je riziko vzniku vodního květu největší [8]. Vyšší retenční účinnosti v roce 2014 (–13–89 % v rámci sledovaného období, průměrně 36 %) bylo dosaženo vlivem nižších průtoků (Kojčice: Q_{355d(2014)} = 1,16 m.s⁻¹; Q_{355d(2013)} = 1,85 m.s⁻¹) a tedy vyšší doby zdržení. Zajímavé je také bilanční srovnání zachyceného fosforu. Od dubna do prosince 2013 bylo zachyceno 2,2 t P_{celk.}, od dubna do prosince 2014 to bylo více, 3,1 t. Hydrologicky podprůměrný rok byl z hlediska retence fosforu ve VN Sedlice a situaci na toku Bělá klíčový a byl jednoznačně výhodou, podobně tomu může být i v roce 2015. Dusičnany v Sedlici v roce 2013 příliš odstraňovány nebyly (viz přítoky Kojčice a Jankovský p., odtok z nádrže; tab. 1), od dubna do července byla retence negativní. Naopak v roce 2014 docházelo v nádrži od března do srpna k odstraňování dusičnanů denitrifikací, která byla podpořena delší dobou zdržení.

Průběhy koncentrací chlorofylu-*a* na hrázi VN Sedlice v sezónách 2012 a 2014 (které byly podobně hydrologicky chudé) jsou srovnatelné (graf 8, 9). Během největšího zhoršení kvality povrchové vody v povodí (duben 2014) však byla koncentrace chlorofylu-*a* oproti roku 2012 vyšší (2012: 51 µg.l⁻¹, 2014: 100 µg.l⁻¹). V roce 2014 probíhaly biologické procesy v rámci jednotlivých trofických hladin rychleji, což dokládají užší jarní a letní maxima fytoplanktonu a s tím související rychlejší změny průhlednosti vody (graf 9). Výrazně vyšší koncentrace chlorofylu-*a* nebyly v roce 2014 oproti minulým rokům zjištěné.

Využití automatického odběrového zařízení

V rámci možností provozního monitoringu máme většinou k dispozici data z bodových odběrů. Srovnání dat získaných kontinuálním vzorkováním (směsné vzorky) v uzávěrovém profilu Želivka Poříčí s daty z běžného monitoringu (graf 10) nabízí informace o koncentracích fosforu v povodí nezávisle na ročním plánu vzorkování. V roce 2014 bodové hodnoty v zásadě odpovídají koncentracím P_{celk.} získaným kontinuálním vzorkováním, avšak některé individuální hodnoty z konkrétních dnů se rozcházejí. Při dostatečně hustém vzorkování (tři odběry za měsíc) bylo srovnání

celkové bilance za sledované období (4 – 12/2014) v dobré shodě: 6,53 t P_{celk.} (automatický vzorkovač) a 6,37 t (bodové odběry). Od května r. 2015 však bylo bodové vzorkování prováděno s frekvencí 1–2 odběry za měsíc a v porovnání s kontinuálním vzorkováním je na graf 10 vidět značný rozdíl. Výhoda kontinuálního vzorkování je zejména v zachycení průběhu rychlých hydrologických epizod, které bodovým vzorkováním většinou nelze postihnout, nebo jejich zachycení v době maxima naopak může vést k chybným závěrům [6]. Příkladem může být hodnota 0,5 mg.l⁻¹ z 22.5.2014 zachycená vzorkovačem a doprovazená vysokým, ale časově velmi omezeným průtokem (graf 10).

Na grafech 11 je vidět, že zatímco koncentrace N-NO₃ jsou v posledních zhruba 15 letech stabilizované s tendencí k postupnému mírnému snižování, koncentrace sloučenin P jeví po období snižování, jež bylo následováno čtyřletou stagnací, tendenci k systematickému vzestupu. Takový vývoj je v případě naší nejdůležitější vodárenské nádrže závažnou skutečností. Zajímavý bude další vývoj po dořešení nakládání s odpadními vodami v Pelhřimově (obr. 2). Z grafu je zřejmé, že mohutná emise znečištění z Pelhřimova v roce 2014 se projevila na koncentracích P, nikoli N.

VN Švihov

Podrobný monitoring jakosti vody VN Švihov neprokázal, že by se nádrž v roce 2014 chovala zcela mimo rámec meziroční variability, která vyplývá z různé vodnosti jednotlivých let a dalších faktorů. Nejdůležitější ukazatele byly shrnuty do grafů na graf 12. Vegetační sezóna 2014 se vyznačovala mírně zvýšenými koncentracemi P_{celk.} a chlorofylu-*a* v horní polovině nádrže (po Budeč). Průhlednost vody byla výrazně snížena v horní části nádrže, zejména v oblasti profilu Zahrádka. Uvedené odlišnosti je možné rozeznat pouze v horní části nádrže nelze je považovat z pohledu jakosti vody celé nádrže za významné. Jakost surové vody nebyla v roce 2014 negativně ovlivněna.

Závěr

– V období rekonstrukce ČOV Pelhřimov byla říčka Bělá a povodí VN Švihov významně zatížena živinami, zvýšené koncentrace fosforu oproti normálnímu stavu byly zaznamenány především v období mezi 9/2013–6/2014. Zvýšení a časté kolísání koncentrací fosforu bylo způsobeno aktuálním stavem biologických rybníků a hydrologickou situací. Od dubna r. 2015 po proběhlé rekonstrukci však koncentrace fosforu opět stoupají. Na vině je stav biologických rybníků, jejichž sedimenty si extrémní zátěž živinami „pamatuji“, v kombinaci s déle trvajícím suchem v celém povodí.

– Koncentrace N-NO₃ v podélném profilu Želivky byly v průběhu rekonstrukce nízké a odrážely hydrologicky chudý rok 2014. Dusičnany byly v průběhu rekonstrukce spotřebovány procesy v biologických rybnících a do povodí pod nimi se tak nedostaly. Odnosy celkového dusíku v podélném profilu Želivky byly v roce 2014 výrazně podprůměrné.

– Zvýšené koncentrace N-NH₄ pod Pelhřimovem byly rychle snižovány nitrifikací a neměly negativní dopad na oživení povrchových vod.

– Celková bilance a látkový odnos v podélném profilu Želivky se meziročně (mezi lety 2013 a 2014) lišil, rozdíl byl způsoben povodněmi a téměř dvakrát větší vodností v roce 2013. Odnosy fosforu, které pochází převážně z bodových zdrojů, jsou ale vyjma hydrologicky extrémních událostí meziročně srovnatelné.

– Využitím dat z kontinuálního a diskrétního vzorkování jsme při dostatečně hustém vzorkování dostali srovnatelné vý-

sledky celkových látkových bilancí živin. Při nižší frekvenci bodového vzorkování je rozdíl oproti kontinuálním odběrům značný. Výhoda kontinuálního vzorkování je zejména v zachycení průběhu rychlých hydrologických epizod.

– VN Sedlice po dobu rekonstrukce plnila svůj primární retenční účel. Retence fosforu v nádrži byla zejména vlivem málo vodného roku, a tedy i delší době zdržení vody v nádrži, nadprůměrná (23 %; 2,2 t v období 4-12/2013 a 36 %; 3,1 t v období 4-12/2014). Koncentrace chlorofylu-*a* byly na začátku roku 2014 nadprůměrné, v průběhu sezóny pak srovnatelné s minulými roky, maxima fytoplanktonu však trvala kratší dobu.

– Zvýšené emise fosforu při rekonstrukci ČOV Pelhřimov se sice projeví mírným zvýšením průměrné roční koncentrace P celkového v závěrovém profilu Želivka Poříčí, ale v samotné nádrži VN Švihov zatím k výraznější reakci nedošlo. Důvodem byla především zvýšená účinnost retence fosforu nádrží Sedlice a hydrologicky chudý rok. Působení (samočisticích) procesů vyrovnávajících zvýšené zatížení znečištěním v povodí je ovšem časově omezené. Po dokončení rekonstrukce čistírny v Pelhřimově jsou vodoteče pod Pelhřimovem a dotčené povodí nadále monitorovány.

– Bez odtěžení sedimentů v hypertrofních rybnících pod ČOV v Pelhřimově zřejmě nedojde ke zlepšení živinové situace v povodí, po které volají všechny zúčastněné strany již mnoho let. Na obrázku 2 vidíme, jakou negativní roli v přísunu fosforu rybníky nyní sehrávají. Náprava situace je tedy bezprostředně po rekonstrukci ČOV splněna jen z části.

Literatura

- [1] BOROVEC J., JAN J., HEJZLAR J., KRÁSA J., ROSENDORF P., (2012): Eutrofizační potenciál erozních částic v nádržích. Sborník konference Vodní Nádrže 2012, 26.-27.9.2012, Brno, p. 57.
- [2] DOBIÁŠ J., FOREJT K., DURAS J., MARCEL M., LIŠKA M. (2013): Předzdrže v povodí VN Švihov – látková bilance, účinnost retence fosforu. Sborník konference Vodní nádrže 2013, 25.-26.9.2013, Brno, p. 64.
- [3] DURAS J., MARCEL M., (2015): Pelhřimov – Bilance velkého bodového zdroje v povodí VN Švihov a vliv opatření na biologických rybnících. Sborník konference Vodárenská biologie 2015, 4.-5.2.2015, Praha.
- [4] DURAS J., MARCEL M., JELÍNKOVÁ K., (2014): Zdroje fosforu v povodí vodárenské nádrže Žlutice. Sborník konference Vodárenská biologie 2014, 5.-6.2.2014, Praha, p. 168.
- [5] DURAS J., MARCEL M., ŠEBESTA V., NOVOTNÁ V., (2015): Rekonstrukce ČOV Pelhřimov – řešení situace na přetížených biologických rybnících a vliv na recipient. Vodní hospodářství 4/2015, p. 1-7.
- [6] FIALA D., (2012): Transport fosforu pohledem standardního monitoringu – co nám chybí? Sborník konference Vodní Nádrže 2012, 26.-27.9.2012, Brno, p. 73.
- [7] FOLLER J., (2012): Snižování odtokových koncentrací fosforu v boji proti eutrofizaci toků je i u malých ČOV akceptovatelným, snadno a jednoduše řešitelným požadavkem. Sborník konference Vodní Nádrže 2012, 26.-27.9.2012, Brno, p. 63.
- [8] HECKY J., KILHAM P., (1988): Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: A Review of recent evidence on the effects of enrichment. Limnology and Oceanography, 33:4, p. 796-822.
- [9] JARVIE H. P., NEAL C., WITHERS P. J. A., (2006): Sewage-effluent phosphorus: A greater risk to river eutrophication than agricultural phosphorus? Science of the Total Environment, 360, p. 246-253.
- [10] KALFF J., (2001): Limnology, 2nd edition, Prentice Hall, 592 p., ISBN 0130337757.
- [11] KRÁSA J., JANOTOVÁ B., BAUER M., DOSTÁL T., ROSENDORF P., HEJZLAR J., BOROVEC J., (2012): Zdroje splavenin v povodích a jejich eutrofizační potenciál. Sborník konference Vodní Nádrže 2012, 26.-27.9.2012, Brno, p. 53.

VLIV INTENZIVNÍHO KLECOVÉHO CHOVU RYB NA JAKOST VODY V NÁDRŽI NECHRANICE

Vlastimil Zahradka, Petra Mikulcová

Povodí Ohře, státní podnik, Bezručova 4219, Chomutov, zahradka@poh.cz

Abstrakt

Vliv klecového chovu ryb v eutrofní nádrži Nechranice na kvalitu vody byl posuzován prostřednictvím jeho příspěvku k bilanci eutrofizačně účinných forem fosforu ($\text{PO}_4\text{-P}$) ve vstupech do nádrže a proměřením ovlivnění sedimentu kolem chovných klecí. Studie prokázala, že i když je příspěvek klecového chovu ryb relativně malý (max. v desetinách až jednotkách procent celkového vstupu $\text{PO}_4\text{-P}$), nelze jeho vliv na kvalitu vody zanedbat, protože působí bezprostřední znečištění a za určitých hydrologických a klimatických situací významně přispívá k eutrofizaci nádrže a ke kritickému zhoršování kvality vody pro rekreaci a koupání.

Klíčová slova: *klecový chov ryb; eutrofizace; fosfor; sediment; kvalita koupacích vod.*

Abstract

Influence of cage fish farming on water quality in the eutrophic Nechranice Reservoir was assessed through its contribution to the balance of eutrophication-effective forms of phosphorus ($\text{PO}_4\text{-P}$) entering the reservoir and through measuring impacts on sediment around farming cages. The study showed that although the contribution of cage fish farming is relatively small (max. in tenths to a few percents of the total $\text{PO}_4\text{-P}$ load) its effect on water quality cannot be neglected, because it causes direct pollution and, under certain hydrologic and climatic situations contributes significantly to the eutrophication and to critical deterioration of water quality for recreation and bathing.

Keywords: *cage fish farming; eutrophication; phosphorus; sediment; bathing water quality.*

Úvod

Ve vodní nádrži Nechranice, jež leží na toku řeky Ohře, je provozován od roku 2004 klecový chov ryb. Ročně je zde vyprodukováno 20 - 30 t ryb. Posouzení vlivu klecového chovu na kvalitu vody v nádrži bylo provedeno prostřednictvím studie „Vliv intenzivního klecového chovu ryb na jakost vody v nádrži Nechranice (doc. Ing. Josef Hejzlar, CSc., RNDr. Jakub Borovec, Ph.D., České Budějovice 2014; objednatel studie Povodí Ohře, státní podnik).

Materiál a metody

V rámci studie byl proveden odběr sedimentu na dně nádrže v okolí plošiny chovného zařízení. Analýzy sedimentu prokázaly, že dopad klecového chovu ryb na sediment je poměrně malý, víceméně lokálního charakteru. Bylo provedeno posouze-

ní podílu klecového chovu ryb na bilanci eutrofizačně účinných forem fosforu ($\text{PO}_4\text{-P}$) ve vstupech do nádrže. Hlavním zdrojem celkového i fosforečnanového fosforu je bezesporu řeka Ohře, která do nádrže vnáší 98 % fosforového zatížení. Klecový chov ryb se na této vstupní bilanci podílí pouhou 0,1 % u celkového fosforu a 0,2 % fosforečnanového fosforu, ale v letních měsících, kdy je aplikováno největší množství krmiva, tento podíl stoupá, a to až na hodnoty v jednotkách procent.

Výsledky a diskuse

Kompletní závěr ze studie je uveden v následující citaci:

“Třebaže je příspěvek klecového chovu ryb k bilanci fosforu v nádrži Nechranice relativně malý (tj. 0,1 t rok⁻¹ vůči celkovému vstupu eutrofizačně účinného $\text{PO}_4\text{-P}$ 46 t rok⁻¹), není možné jej zanedbat. Bylo prokázáno, že odpady z chovu nejsou trvale deponovány v sedimentu, ale většina se ihned zapojuje do koloběhu v nádržovém ekosystému. Tím, že je chov umístěn přímo v nádrži, působí bezprostřední znečištění a za určitých hydrologických a klimatických situací významně přispívá k projevům eutrofizace nádrže a ke kritickému zhoršování kvality vody pro rekreaci a koupání. Na druhou stranu je nesporné, že hlavním zdrojem znečištění nádrže Nechranice eutrofizačně účinným fosforem je vypouštění komunálních odpadních vod v povodí. Z ekonomického pohledu by zrušení klecového chovu ryb bylo srovnatelné s vynaložením nákladů na zvýšenou účinnost odstraňování fosforu při čištění komunálních odpadních vod na některém z bodových zdrojů v povodí ve výši 1,0–2,2 mil. Kč ročně. Z celospolečenského hlediska tedy chov ryb sice přispívá k produkci kvalitních potravin z domácích zdrojů, což je jistě prospěšné, nicméně na znečištění vody, které chov způsobuje v nádrži, se dá hledět také jako na zátěž vyvolávající ekonomické vícenáklady při odstraňování znečištění z jiných zdrojů (např. bodových či plošných zdrojů v povodí). Při posuzování celkového přínosu klecového chovu je proto vhodné přihlížet i k ekonomickým hlediskům.

Klecový chov ryb provozovaný v nádrži Nechranice přispívá k eutrofizaci nádrže vnosem přibližně 100 kg fosforu ročně. Tento fosfor se dostává do nádrže v rozpuštěné formě a částicích, které jsou v převážné míře využívány v potravních řetězcích ve vodě nádrže a lze jej považovat veškerý za eutrofizačně účinný. Do sedimentu pod chovným zařízením fosfor přechází jen v malé míře. Složení sedimentů pod chovným zařízením je odpady z chovu ryb ovlivněno, ale míra ovlivnění je relativně nízká, těsně nad hranici rozlišitelnosti s ohledem na přirozenou prostorovou variabilitu složení sedimentů v nádrži.

Podíl na celkovém zatížení nádrže Nechranice eutrofizačně účinnými formami fosforu, kterým přispívá klecový chov ryb, činí v dlouhodobém průměru sice jen 0,2 %, ale v letních měsících, kdy se aplikuje největší množství krmiva, tento podíl stoupá až na hodnoty v jednotkách procent. V důsledku toho je nutné považovat klecový chov v letním období za významný zdroj eutrofizačně účinného fosforu, který zejména v letech

s podmínkami pro rozvoj sinic značně přispívá k eutrofizaci nádrže a k tvorbě vodního květu.

Podle míry příspěvku klecového chovu ryb k bilanci fosforu v nádrži lze předpovídat, že jeho případné zrušení sice nepovede k zásadnímu zlepšení jakosti vody a stavu eutrofizace nádrže, které jsou ovlivňovány vysokým externím zatížením v přítocích vody z povodí, nicméně v letech s příznivými podmínkami pro rozvoj sinic a vodního květu může znatelně snížit rozsah současných eutrofizačních projevů v nádrži.

Z ekonomického pohledu patří zrušení klecového chovu ryb k efektivním opatřením v rámci možností při řešení nutného snižování vnosu fosforu do nádrže, kterého je třeba dosáhnout pro naplnění požadavku Rámcové vodní směrnice EU (2000/60/ES). Pro srovnání, např. na bodových zdrojích v povodí odpovídá snížení odnosu P do nádrže o 100 kg ročně (ekvivalentních vnosu fosforu z klecového chovu ryb) odhadu ročních nákladů na intenzifikaci čištění komunálních odpadních vod v hodnotě 1,0–2,2 mil. Kč.” viz [1] na straně 16.

Z uvedeného závěru studie vyplývá, že zejména v letním období při nízkých průtocích a snižujícím se stavu hladiny nádrže je nutné považovat klecový chov ryb za významný zdroj eutrofizačně účinného fosforu, který značně přispívá k eutrofizaci nádrže a k tvorbě vodního květu. Zrušení klecového chovu může v období s příznivými podmínkami pro rozvoj sinic a vodního květu citelně snížit rozsah současných eutrofizačních projevů v nádrži Nechranice. Z ekonomického pohledu by zrušení klecového chovu ryb bylo velmi efektivním opatřením při řešení

nutného snižování vnosu fosforu do nádrže, kterého je třeba dosáhnout pro naplnění požadavku Rámcové směrnice EU o vodě (2000/60/ES). Smlouva o pronájmu pozemků skončila a postačilo ji neobnovovat. Ekonomická ztráta pro Povodí Ohře s. p. by byla prakticky bezvýznamná a řádově nižší než uváděné roční náklady na stejné odstranění fosforu u bodových zdrojů znečištění v povodí nádrže.

Závěr

Přestože Rámcové směrnice EU o vodě (2000/60/ES) i další předpisy EU byly implementovány do naší legislativy a ukládají zlepšovat stav vodních útvarů a dbát o jakost povrchových vod (s důrazem na koupací vody, rybí vody či vody určené pro úpravu na vodu pitnou), není ve společnosti stále ochota přijmout opatření pro dosažení těchto cílů. Tak i přestože v tomto případě bylo jednoznačně v závěrech studie řečeno, že klecový chov ryb způsobuje znečištění vody v nádrži a přesně vyčísleno, jak velké množství fosforu by bylo zrušením chovu z nádrže odstraněno, bylo Ministerstvem zemědělství rozhodnuto pronájem pozemků, na kterých klecový chov ryb probíhá, nerušit.

Literatura

[1] HEJZLAR, J., BOROVEC, J. Vliv klecového chovu ryb na jakost vody v nádrži Nechranice, 2014.

VODNÍ NÁDRŽE JAKO SILNĚ OVLIVNĚNÉ VODNÍ ÚTVARY ANEBO CO PO NÁS EVROPA VLASTNĚ CHCE?

Libuše Opatřilová

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., Podbabská 2582/30, 160 00 Praha 6
tel. +420 220 197 224, libuse_opatrilova@vuv.cz

Abstrakt

Pracovní skupina pro harmonizaci metod hodnocení ekologického potenciálu silně ovlivněných vodních útvarů byla ustanovena v roce 2014 pod pracovní skupinou Evropské komise ECOSTAT. Cílem práce skupiny je sjednotit přístupy k hodnocení silně ovlivněných vodních útvarů. Důraz je kladen na problematiku návrhů zmírňujících opatření pro dosažení dobrého ekologického potenciálu. Pro úspěšnou implementaci Rámcové směrnice o vodách je potřebné, aby se zástupci České republiky účastnili práce této skupiny, která je v současné době zaměřena především na vyplňování rozsáhlých dotazníků. Z pohledu České republiky je také důležitá návaznost na reporting plnění Rámcové směrnice o vodách, který musí být zaslán Evropské komisi v roce 2016.

Klíčová slova: silně ovlivněný vodní útvar; ekologický potenciál; zmírňující opatření.

Abstract

The working group on the harmonization of methods for assessing the ecological potential of heavily modified water bodies (HMWB) was established in 2014 under the working group of the European Commission ECOSTAT. For successful implementation of the Water Framework Directive (WFD) it is necessary that representatives of the Czech Republic participate in the work of this group, which is currently focused on answering extensive questionnaires. The aim of the working group is to unify approaches to the evaluation of HMWB. An emphasis is placed on issues of mitigation measures to achieve good ecological potential. From the perspective of the Czech Republic, also of importance is a follow-up report on the implementation of the Water Framework Directive, which must be sent to the European Commission in 2016.

Keywords: heavily modified water body; ecological potential; mitigation measure.

Úvod

Implementace Rámcové směrnice o vodách [1] je pro členské státy, Evropskou komisi, kandidátské země a země Evropského hospodářského prostoru stejně tak jako pro zainteresované subjekty a nevládní organizace velkou výzvou. Mnoho povodí evropských řek je mezinárodních, překračujících administrativní hranice, a proto společné porozumění a shodný postup je zásadní pro úspěšnou a efektivní implementaci Rámcové směrnice o vodách.

Abyste byla implementace řešena koordinovaně a ve spoluprá-

ci, členské státy, Norsko a Evropská komise odsouhlasily tzv. Společnou implementační strategii (CIS – Common Implementation Strategy) pro Rámcovou směrnici o vodách pět měsíců od počátku její platnosti.

Dohoda na Společné implementační strategii v roce 2001 byla milníkem ve společné implementaci vodního práva na úrovni Evropské Unie. Navíc, implementace Rámcové směrnice o vodách je nyní úzce spjata s implementací povodňové směrnice, směrnice environmentálních standardů kvality (EQS - Environmental Quality Standards) a směrnice o podzemních vodách. Koordinace s implementací ostatních směrnic týkajících se vody je postupně zlepšována (směrnice o čištění městských odpadních vod, směrnice o pitné vodě, směrnice o koupacích vodách, nitrátová směrnice, rámcová směrnice o mořské strategii, habitatová a ptačí směrnice).

Výsledky práce CIS (pokyny, podkladové dokumenty nebo informace o klíčových událostech k různým aspektům implementace) jsou dostupné na oficiálních internetových stránkách Evropské komise, Střediska komunikačních a informačních zdrojů pro správní orgány, podniky a občany [2]. Zde je také k dispozici přehled tematických CIS informačních listů, kde jsou uvedeny přímé odkazy na dostupné dokumenty.

Informace o celkovém konceptu CIS, aktivitách a mandátech pracovních skupin pod CIS jsou uvedeny v tzv. CIS pracovním programu (CIS Work programme) odsouhlaseném vodními řediteli EU v květnu 2013 pro období 2013-2015. V současné době probíhá plánování úkolů pro období 2016-2018.

Součástí práce Evropské komise je i komunikace s členskými státy, dotazování na stav implementace Rámcové směrnice o vodách a poskytování doporučení. V roce 2013 obdržela Česká republika soubor dotazů Evropské komise, Generálního ředitelství pro životní prostředí, k implementaci Rámcové směrnice o vodách, založených na podrobné analýze prvních plánů povodí, které byly Evropské komisi reportovány v roce 2009. V těchto otázkách byly zahrnuty i dotazy týkající se vymezení silně ovlivněných vodních útvarů, definice užívání, které změnilo hydromorfologii vodních útvarů natolik, že již nemohou dosáhnout přirozeného stavu, a hodnocení ekologického potenciálu v těchto útvarech. Následovalo bilaterálního jednání o těchto otázkách mezi zástupci Evropské komise a České republiky, které proběhlo v lednu 2014, a jehož výsledkem byl seznam mnoha kroků, které Česká republika musí udělat, aby implementace Rámcové směrnice o vodách byla v souladu s požadavky Evropské komise.

Vodní nádrže jako silně ovlivněné vodní útvary

V České republice bylo všech 77 vodních útvarů, které patří do kategorie jezero, určeno dle metodiky [3] jako silně ovlivněné nebo umělé, z toho 55 vodních útvarů jsou nádrže a 18 rybníky. 4 vodní útvary byly určeny jako umělé (těžební jáma Milada a jezera po těžbě Medard, Milada a Most). Podle této

metodiky jsou také definována následující možná užívání vodního útvaru – plavba, zásobování pitnou vodou, výroba elektrické energie, protipovodňová ochrana, závlahy, odběry vod pro průmysl, chov ryb, rekreace a individuálně posuzované přírodní, kulturní nebo historické hodnoty. Hydromorfologie útvarů, které jsou vymezeny jako silně ovlivněné nebo umělé, je díky tomuto užívání změněna natolik, že nemohou dosáhnout dobrého ekologického stavu. Platí pro ně alternativní environmentální cíl – dosažení dobrého ekologického potenciálu. Referenční (nejlepší dosažitelný) stav je definován jako maximální ekologický potenciál a zohledňuje nezvratné hydromorfologické změny, které musí být pro využívání vod v daném vodním útvaru zachovány.

Vodní útvary navazující na vodní nádrže, nebyly, na rozdíl od praxe v jiných státech Evropy, určeny jako silně ovlivněné, i když je v těchto útvarech často výrazně ovlivněn hydrologický a teplotní režim v toku.

Hodnocení ekologického potenciálu se skládá podobně jako u ekologického stavu z hodnocení složek biologické kvality a podpůrných složek – hydromorfologie, všeobecných fyzikálně-chemických parametrů a specifických syntetických a nesyntetických znečišťujících látek. Hodnocení ekologického potenciálu nádrží uvádí metodika Borovce a kolektivu [4].

Pracovní skupina pro harmonizaci metod hodnocení ekologického potenciálu silně ovlivněných vodních útvarů

Práce Evropské komise pro Společnou implementační strategii je rozdělena do několika pracovních skupin - Ekologický stav, Podzemní vody, Chemické látky, Ekologické průtoky, Programy opatření, Povodně, Zemědělství, Ekonomika, Sdílení dat a informací a Vodní bilance. Z těchto skupin vznikají podklady pro jednání řídicí koordinační skupiny (Steering Coordination Group), která připravuje materiály ke schválení vodním ředitelům EU. Pracovní skupina Ekologický stav (ECOSTAT) se zabývá problematikou interkalibrace (porovnávání) a klasifikace ekologického stavu a potenciálu a je vedena Společným výzkumným centrem v Ispře v Itálii (Joint Research Centre). Jednou z podsкупin této pracovní skupiny je i skupina pro harmonizaci metod hodnocení ekologického potenciálu silně ovlivněných vodních útvarů (HMWB – Heavily Modified Water Bodies).

V rámci této skupiny jsou diskutovány tři typy užívání vodních útvarů, díky kterým jsou útvary označeny jako silně ovlivněné: (1) výroba elektrické energie a zásobování vodou, (2) odvodnění, zavlažování a protipovodňová ochrana a (3) vícenásobné využití – ústí řek a laguny. Vodní nádrže v České republice jako silně ovlivněné vodní útvary patří především do typu užívání (1). Pracovní skupina zaměřená na tento typ užívání hledá způsob interkalibrace (harmonizace) dobrého ekologického potenciálu, který se u těchto vodních útvarů stanovuje. Cílem je nalezení souladu v přístupech jednotlivých členských států.

Pro tyto účely byl sestaven rozsáhlý dotazník zaměřený na zmírňující opatření spojená s tímto vlivem (zadržování vody ve vodních nádržích). Zmírňujícím opatřením je míněno opatření, které přispěje k dosažení dobrého či maximálního ekologického potenciálu daného vodního útvaru, tj. v tomto případě vodní nádrže. Dotazník byl vyplněn 20 zeměmi v únoru 2015, včetně České republiky. Následně se v březnu sešla k výsledkům dotazníků pracovní skupina, kde bylo zastoupeno 15 členských států, Česká republika však svého zástupce nevyslala. Vyhodnocení dotazníků bude prezentováno na setkání pracovní skupiny ECOSTAT v říjnu tohoto roku 2015.

Dotazník se v první části zaměřil na problematiku samotného

vymezení silně ovlivněných vodních útvarů a metod zjišťování hydromorfologického stavu vodních útvarů. Kromě základních otázek obsahoval i následující „základnější“ otázky:

Máte (členský stát) definici širšího okolí (wider environment) a významného negativního působení na širší okolí?

Vymezily jste silně ovlivněné vodní útvary také pro „stejně důležité rozvojové činnosti člověka“ a máte definici pro tyto činnosti?

CIS dokument č. 4, krok 8: „Test vymezení: Mohou být přínosné cíle zajištěné změnami HMWB dosaženy jinými prostředky, jež by byly významně lepší volbou pro životní prostředí, jsou technicky proveditelné a nejsou neúměrně nákladné?“ – Je velmi těžké implementovat krok 8 do praxe. Máte stanoveny hlavní zásady, jak definovat „jiné prostředky, které jsou výrazně lepší volbou pro životní prostředí, jsou technicky proveditelné a nikoliv neúměrně nákladné“?

A dotazník také obsahoval otázky týkající se zmírňujících opatření, např.:

Máte seznam opatření na zlepšení hydromorfologie toku pro hodnocení maximálního ekologického potenciálu?

Definovali jste, co jsou „praktická“ opatření?

Jak hodnotíte ekologické přínosy opatření?

Existuje k tomuto hodnocení národní pokyn anebo je prováděno individuálně případ od případu?

Zmírňující opatření pro dosažení dobrého ekologického potenciálu

Účelem dotazníku je shromáždit data od členských států tak, aby bylo možné porovnat přístupy k definování ekologického potenciálu. V druhé části dotazníku měly členské státy uvést, které vlivy jsou v jejich zemi řešeny a jaká zmírňující opatření jsou navrhována. Dále bylo úkolem států popsat svá zmírňující opatření tak, aby je bylo možné porovnat mezi zeměmi a specifikovat, jak daná opatření používají, jestli je to proces formální a jsou dána jasná kritéria pro použití či nepoužití daného opatření anebo se postup lokálně liší. Pro každé zmírňující opatření měl členský stát uvést, zda musí být použito (realizováno) pro dosažení dobrého ekologického potenciálu anebo zda existují výjimky. Seznam zmírňujících opatření, která jsou v dotazníku řešena, uvádí tabulka 1.

Česká republika (VÚV TGM, v.v.i. ve spolupráci s MŽP a podniky Povodí) mohla vyplnit výše zmíněný dotazník pouze částečně. Pojem zmírňující opatření není v plánech povodí vůbec zaveden. Za Českou republiku můžeme potvrdit pouze implementaci opatření na zlepšení průchodnosti vodních toků (ale zřídka či vůbec na vodních nádržích), v malé míře zavedení managementu sedimentů (Povodí Labe, s. p.) a snížení vlivu špičkování (Povodí Moravy, s. p.).

Návaznost na reporting plnění Rámcové směrnice o vodách

Pro reporting plnění Rámcové směrnice o vodách Evropské komisi v roce 2016 byla v současné době finalizována rozsáhlá reportingová směrnice [5]. Směrnice kromě jiného vyžaduje detailní popis metodologie určení silně ovlivněných vodních útvarů, včetně identifikace podstatných změn charakteru vodních útvarů, typů fyzických změn uvažovaných pro vymezení HMWB, kritéria použitá pro hodnocení významného negativního vlivu na využívání vodního útvaru, seznam užívání vod pro vymezení HMWB a vyhodnocení lepších environmentálních variant, při jejichž použití by mohlo být dosaženo stejných be-

Tabulka 1. Seznam zmírňujících opatření pro silně ovlivněné vodní útvary užívané pro zadržování vody

Hydromorfologická změna	Ekologický dopad	Zmírňující opatření
Snížená nebo přerušená průchodnost řeky pro protiproudovou migraci ryb	Ryby: Populace migrujících ryb chybí nebo je redukována jejich abundance	Průchodnost pro ryby proti proudu
Snížená nebo přerušená průchodnost řeky pro poproudovou migraci ryb	Ryby: Populace migrujících ryb chybí nebo je redukována jejich abundance	Průchodnost pro ryby po proudu
Uměle extrémně nízké průtoky nebo dlouhotrvající nízké průtoky. Redukce v šířkách, hloubkách, rychlostech. Snížená nebo přerušená průchodnost toku pro vytírající se ryby. Zvýšená pravděpodobnost teplotních a kyslíkových extrémů. Úseky pod přehradami a/nebo pod odběry vody.	Redukovaná početnost rostlinných i živočišných druhů. Změny ve složení společenstev.	Zmírnění nízkého průtoku
Ztráta nebo redukce dostatečného průtoku pro zahájení a udržení rybích migrací.	Chybí migrující ryby anebo je snížena jejich abundance.	Zajištění průtoků dostatečných pro migraci ryb
Ztráta, redukce nebo absence proměnlivého proudění dostatečného pro proplachování vodní vegetace; mobilizaci a obnovení dnových sedimentů. Redukovaná variabilita hloubek, rychlostí a smykového tření.	Snížená početnost rybích druhů a druhů vodních bezobratlých. Změna ve složení společenstev vodních bezobratlých organismů (upřednostnění druhů tolerantních k narušení).	Zajištění variabilních průtoků.
Rychle se měnící proud (včetně špičkování) vedoucí k rychlé fluktuaci šířek a hloubek toku a rychlostí proudění.	Snížení početnosti živočišných a rostlinných druhů díky uvěznění na suchu či vypláchnutí rychlým proudem. Změna ve složení společenstev organismů (upřednostnění druhů tolerantních k narušení).	Zmírnění špičkování
Kontinuita toku pro sediment přerušena či redukována, např. nedostatek sedimentů vedoucí k změnám struktury a složení říčního dna (např. kolmataci dna).	Redukce početnosti ryb a vodních bezobratlých. Změna složení jejich společenstev.	Řešení přerušení pohybu sedimentů
Uměle extrémní změny hladiny vody vedoucí k redukcí kvality a rozsahu pobřežní zóny a jejich habitatů (eroze atd.).	Redukce početnosti rostlinných a živočišných druhů. Změna složení jejich společenstev.	Zmírnění kolísání hladiny jezer/nádrží
Změny proudění v toku - rybníky a malé nádrže (ponds)	Změny složení rostlinných a živočišných společenstev (upřednostnění druhů tolerantních k narušení a druhů stojatých vod).	Zmírnění ovlivnění průtoků rybníky a malými nádržemi (ponds)
Změny teploty vody.	Změněné složení společenstev vodních bezobratlých. Redukce růstu ryb. Zvýšená doba inkubace rybích jiker.	Zmírnění změn teplot vody.

nefitů jinými způsoby než užíváním v silně ovlivněných vodních útvarech. Dále požaduje uvést zmírňující opatření bez významného vlivu na užívání vodního útvaru nebo širší okolí, která byla navržena pro dosažení dobrého ekologického potenciálu.

Na základě tohoto reportingu bude stejně jako v případě prvních plánů povodí následovat vyhodnocení stavu implementace Rámcové směrnice o vodách jednotlivými členskými státy. Generálního ředitelství pro životní prostředí při Evropské komisi bude opět žádat po členských státech vyjasnění případného nesplnění požadavků Rámcové směrnice o vodách.

Závěr

Problematické silně ovlivněných vodních útvarů je možno rozdělit na tři části: jejich samotné vymezení, hodnocení jejich ekologického potenciálu a návrhy opatření. Vodní nádrže jsou v České republice jednotně vymezeny jako silně ovlivněné vodní útvary. Otázkou zůstávají vodní útvary navazující na vod-

ní nádrže, kde je vlivem činnosti nádrží změněn hydrologický a teplotní režim a které jsou v současné době v České republice považovány za přirozené, na rozdíl od praxe většiny ostatních členských států. Hodnocení ekologického potenciálu vodních nádrží je v současné době zaměřeno především na živinové podmínky v nádržích. Chybí metodický postup na hodnocení stavu hydromorfologie vodních nádrží a s tím souvisí i skutečnost, že navrhování opatření pro zlepšení hydromorfologického stavu nádrží není doposud dostatečně řešeno. Na toto byla Česká republika upozorňována již při vyhodnocení prvních plánů povodí. Evropská komise očekává zlepšení, která by měla vyplynout z analýz druhých plánů povodí. Česká republika zřejmě opět nesplní všechny požadavky, je však potřeba si problémy uvědomovat, pracovat na zlepšení metodických postupů a návrzích praktických opatření a mít tak včas připraveny argumenty pro případné dotazy Evropské komise. K tomuto by měla pomoci i účast v pracovní skupině pro harmonizaci metod hodnocení ekologického potenciálu silně ovlivněných vodních útvarů.

Poděkování

Aktivity zaměřené na plnění požadavků Evropské komise souvisejících s hodnocením implementace Rámcové směrnice o vodách jsou podporovány smluvním úkolem „Interkalibrace pro hodnocení biologických složek“ odboru ochrany vod Ministerstva životního prostředí.

Literatura

- [1] Směrnice 2000/60/ES Evropského parlamentu a Rady z 23. října 2000 ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky. Aktualizovaný pracovní překlad s anglickým originálem. Praha, MŽP, Odbor ochrany vod, 2005.
- [2] CIRCABC - Communication and Information Resource Centre for Administrations, Businesses and Citizens, kategorie Environment, skupina WFD CIRCA: „Implementing the Water Framework Directive and the Floods Directive“. Dostupné na internetu: <https://circabc.europa.eu>
- [3] Metodika určení silně ovlivněných vodních útvarů. Praha, MŽP, Odbor ochrany vod, 2013.
- [4] BOROVEC, J., HEJZLAR, J., ZNACHOR, P., NEDOMA, J., ČTVRTLÍKOVÁ, M., BLABOLIL, P., ŘÍHA, M., KUBEČKA, J., RICARD, D., MATĚNA, J. Metodika pro hodnocení ekologického potenciálu silně ovlivněných a umělých vodních útvarů – kategorie jezero. MŽP, 2014, certifikovaná metodika.
- [5] WFD Reporting Guidance 2016. Final Draft V6.o. 4.8.2015. Dostupné na internetu: http://cdr.eionet.europa.eu/help/WFD/WFD_521_2016/WFD_ReportingGuidance_v6.o_2015-08-04.pdf

„KOUPACÍ OBLASTI“ ČR A PROBLÉMY S JEJICH VYMEZOVÁNÍM

Petr Pumann, Filip Kothan

Státní zdravotní ústav, Šrobárova 48, 100 42 Praha 10, tel. +420 267 082 220, petr.pumann@szu.cz

Abstrakt

V České republice se každoročně sleduje zhruba 260 přírodních vod ke koupání. Bez nedezinfikovaných venkovních bazénů a tzv. přírodních biotopů jejich počet mírně převyšuje číslo 170. V příspěvku jsou popsány kategorie přírodních vod ke koupání a shrnuta příslušná legislativa. Od 2005 dochází k mírnému poklesu počtu koupacích oblastí bez provozovatele (ze 135 na 118). Důvody k vyřazování lokalit ze seznamu sledovaných koupacích vod jsou různé, např. sloučení míst ležících blízko u sebe na jedné nádrži, malý zájem veřejnosti z důvodu vybudování umělého koupaliště v blízkosti nebo viditelně špatné kvality vody, kolize s chovem ryb či probíhající těžbou atd.

Klíčová slova: vody ke koupání; Česká republika; legislativa.

Abstract

There are about 260 natural bathing waters in the Czech Republic. Disregarding outdoor swimming pools without treatment and natural swimming pools (pools with natural treatment) there are slightly more than 170 sites. Categories of natural bathing waters and relevant legislation are described in the article. Since the year 2005 the number of natural bathing waters without operator has decreased slowly (from 135 to 118). Various reasons for exclusion from the list of bathing waters exist – a grouping neighbouring bathing waters on the same reservoir together, a low interest on bathing due to a new swimming pool nearby or visible poor water quality, a conflict of interests between bathing and fishery or mining of sandy gravel etc.

Keywords: bathing waters; Czech Republic; legislation.

Úvod

Zhruba polovina obyvatel České republiky se alespoň občas koupe v povrchových vodách [1], [2]. Lokalit, které k tomu využívají, je mnoho. Stačilo v letošním parném létě nahlédnout do denního tisku či internetových zpráv, aby bylo zřejmé, že snaha o jejich kvantifikaci by zřejmě neskončila nějakým věrohodným údajem. Jen na portálu www.kdesekoupat.cz, na který umísťují místa, kam se chodí koupat, samotní uživatelé, bylo koncem srpna 2015 téměř 1000 lokalit přírodního charakteru. Těch kvůli koupání oficiálně sledovaných je pochopitelně mnohem méně – zhruba 260 (tab. 1). I když se toto číslo během posledních 12 sezón, z nichž máme k dispozici údaje v informačním systému PiVo (dále jen IS PiVo), příliš neměnilo, neznamená to, že by v této oblasti nedocházelo k žádnému pohybu, ani to, že by se při jejich zařazování a vyřazování do seznamu neobjevovaly problematické situace. Rovněž nelze tvrdit, že je vymezení oficiálních míst provedeno ideálně.

Vývoj legislativy EU a ČR týkající se výběru vod ke koupání

Pro porozumění současné podobě seznamu vod ke koupání je dobré se podívat na vývoj legislativy v nedaleké minulosti (od zhruba počátku tohoto tisíciletí), kdy se ČR připravovala na vstup do Evropské unie. V té době v EU platila směrnice 76/160/EHS. V ní bylo uvedeno, že se týká vod ke koupání (s výjimkou vod v plaveckých bazénech a vod určených pro terapeutické účely), které definovala jako všechny tekoucí nebo stojaté sladké vody nebo jejich části a mořské vody, v nichž je koupání výslovně povoleno příslušným orgánem členského státu nebo koupání není zakázáno a tradičně ho provozuje velký počet koupajících se. Dále směrnice definovala pojem „oblast koupání“ jako jakékoli místo, kde se nacházejí vody ke koupání. Je zřejmé, že zásadní otázkou bylo, co znamená termín „velký počet lidí“. Za ten se obvykle považovala denní návštěvnost sto a více koupajících se. Některé členské státy tento požadavek měly uveden přímo v legislativě (např. Portugalsko). Nová směrnice 2006/7/ES, která postupně starou směrnici nahradila, se v oblasti vymezení lokalit nijak zásadně neliší. Vztahuje se na *jakoukoli část povrchových vod, u které příslušný orgán očekává, že se v nich bude koupat velký počet lidí, a pro kterou nevydal trvalý zákaz koupání nebo trvalé varování před koupáním*. Dále směrnice vysvětluje termín velký počet, kterým se rozumí „počet, který příslušný orgán považuje za velký při zohlednění zejména minulých trendů nebo infrastruktury či zařízení nebo jiných přijatých opatření na podporu koupání.“ Definice není o nic konkrétnější než ta ze staré směrnice. Plyne z ní však volnost, s jakou mohou členské státy při její aplikaci postupovat. Z hlediska navrhování nových vod směrnice obsahuje důležité požadavky, kterým je zapojení veřejnosti do procesu „vytvoření, přezkoumání a aktualizaci seznamů vod ke koupání“.

Naše legislativa, kterou se řídilo sledování vod ke koupání před rokem 2000, je shrnuta v článku Koláře a kol [3]. Počet sledovaných lokalit, jejichž výběr byl především v kompetenci okresních hygienických stanic, byl vyšší než v současnosti (Kolář J., ústní sdělení 2015). V roce 2000 byl vydán zákon č. 258/2000 Sb. o ochraně veřejného zdraví, který přinesl požadavky na přírodní koupaliště (do roku 2011 v legislativě se pro ně používal termín koupaliště ve volné přírodě) a k němuž se vztahovala prováděcí vyhláška č. 464/2000 Sb. Ta byla v roce 2004 nahrazena vyhláškou č. 135/2004 Sb. a v roce 2011, po rozsáhlé novele zákona obsahující transpozici směrnice 2006/7/ES, vyhláškou č. 238/2011 Sb., která po novelizaci z loňského roku platí do současnosti. Zákon o ochraně veřejného zdraví a na něj navazující vyhláška obsahovaly do roku 2011 pouze požadavky na přírodní koupaliště s provozovatelem. Požadavky na kvalitu vody (limity, monitoring) na koupacích oblastech však byly stejné jako pro přírodní koupaliště, protože vodní zákon se na zákon o ochraně veřejného zdraví odkazoval.

Vodní zákon č. 254/2001 Sb. řeší problematiku „Povrchových vod vhodných ke koupání“ v § 34. Jejich výčet byl uveden ve vyhlášce z roku 2003 (č. 159/2003 Sb.), kterou připravovalo

ministerstvo zdravotnictví (MZ) ve spolupráci s ministerstvy životního prostředí (MŽP) a zemědělství (MZe). Tato vyhláška byla později novelizována dvakrát (pod čísly 168/2006 Sb. a 152/2008 Sb.). Původně byly do vyhlášky zahrnuty pouze vody, kde se koupe větší počet osob, které nemají svého provozovatele. Tento přístup byl novelou z roku 2008 změněn a do seznamu uvedeného v příloze této vyhlášky se dostaly i významná koupaliště s provozovatelem. Od roku 2011 navazuje na vodní zákon prováděcí vyhláška č. 155/2011 Sb., která se týká profilů vod ke koupání.

V roce 2011 byla vyhláška č. 159/2003 Sb. zrušena. Nahrazena byla každoročně aktualizovaným seznamem, jehož vydávání řeší § 6g zákona o ochraně veřejného zdraví. Tento seznam vydává MZ ve spolupráci s MŽP a MZe. Motivací k uvedenému změně byla poměrně malá pružnost při novelizaci vyhlášek, která nekorespondovala s požadavkem směrnice 2006/7/ES na každoroční předsezónní zasilání seznamu sledovaných vod ke koupání Evropské komisi. Seznam je dělen na dvě části – v první jsou uvedena významná přírodní koupaliště s provozovatelem a „koupací oblasti“ bez provozovatele (nazývané v zákoně jako „další povrchové vody ke koupání“), ve druhé pak přírodní koupaliště místního významu. Lokality uvedené v první části seznamu jsou zahrnuty do každoroční zprávy Evropské komisi a je pro ně nutné navíc vytvořit a pravidelně aktualizovat profil vody ke koupání a u vody umístit informační tabuli.

Typy vod ke koupání

Přírodní vody ke koupání lze kategorizovat podle různých kritérií – např. podle toho, zda mají provozovatele, podle teoretické kapacity a skutečné návštěvnosti, podle zdroje vody a možnosti jej nějak regulovat, podle charakteru vodní nádrže (přírodní x zpevněné dno a břehy), podle kvality vody, podle přítomnosti základního vybavení na břehu. Tyto (ale i některé další vlastnosti) se projeví v zařazení do jedné z kategorií nebo měly vliv na nezařazení lokality mezi sledované. V současné době (od koupací sezóny 2012, kdy vstoupila v platnost nová legislativa) jsou v IS PiVo vyčleněny 4 kategorie přírodních vod ke koupání:

- **Další povrchové vody ke koupání**, pro něž se spíše používá termín „koupací oblasti“, i když to není zcela přesné. Termín „koupací oblasti“ se v současné legislativě již neobjevuje. Dříve byl uveden ve vyhlášce č. 159/2003 Sb. Jedná se o místa, která nemají provozovatele. Jak bylo uvedeno výše, v období po novelizaci vyhlášky č. 159/2003 Sb. v letech 2008 až 2011 zahrnoval i významná přírodní koupaliště. Povinnost monitorovat kvalitu vody na nich vykonává stát prostřednictvím krajských hygienických stanic (KHS). Podle zákona o ochraně veřejného zdraví se musí jednat o lokality využívané větším množstvím lidí, které leží na povrchových vodách (včetně vybavení - záchody, odpadkové koše) sice není předepsáno, ale často bývá součástí přilehlého kempu, restaurace apod.

Přírodní koupaliště provozovaná na povrchových vodách. Jedná se vždy o lokality s provozovatelem, které leží na stejném typu vod jako kategorie koupací oblasti. Na rozdíl od nich je minimální vybavení (záchody, odpadkové koše, úklid) povinné. Z hlediska plnění povinností ze strany státu, je důležité, zda se jedná lokality pouze místního významu nebo, zda lze očekávat, že se v nich bude koupat velký počet osob (viz výše informace o první a druhé části seznamu podle zákona o ochraně veřejného zdraví). Ve druhém případě jsou povinnosti státu stejné jako u koupacích oblastí. Povinnosti za sledování kvality vody má však provozovatel.

- **„Betoňáky“ nebo též betonové nádrže nebo správně „nádrže ke koupání“.** Jedná se přírodní koupaliště, na něž se vztahuje ve vyhlášce č. 238/2011 Sb. samostatná třetí část. V zákoně o ochraně veřejného zdraví je uvedena jejich ne zcela zdařilá definice: „stavba povolená k účelu koupání nebo nádrž ke koupání, v nichž je voda ke koupání obměňována řízeným přítokem a odtokem pitné vody nebo trvalým přítokem a odtokem chemicky neupravované podzemní nebo povrchové vody (dále jen „nádrž ke koupání“)“. Jedná se zpravidla o menší nádrže se zpevněným dnem a stěnami, které by měly být plněny z kvalitního zdroje s dostatečnou kapacitou, což ne vždy odpovídá skutečnosti. Často se jedná o venkovní bazény, ve kterých není na rozdíl od umělých koupališť voda upravována (vždy chybí recirkulace; nárazovou dezinfekcí či algicidní přípravky někteří provozovatelé občas „tajně“ aplikují).

- **„Přírodní biotopy“.** Ani tento termín se v legislativě neobjevuje. Přestože se v praxi používá, nebylo ho možno zařadit do legislativy kvůli jeho jinému významu v ekologii a v ochraně přírody a krajiny. V zákoně o ochraně veřejného zdraví jsou tyto lokality definovány jako **stavba povolená k účelu koupání vybavená systémem přírodního způsobu čištění vody ke koupání**. Požadavky na „přírodní biotopy“ jsou stejné jako u „betoňáků“ uvedeny v třetí části vyhlášky č. 238/2011 Sb. V legislativě (zákon o ochraně veřejného zdraví) jsou vymezeny od roku 2011, takže se začínají objevovat v hlášeních od koupací sezóny 2012. Do této doby byly řazeny mezi přírodní koupaliště. První biotop (v Kovalovicích u Brna) je v provozu již od roku 2007. Jejich počet neustále roste (tab. 1). Tento trend lze očekávat i v blízké budoucnosti.

Vody uvedené v první části seznamu

Vody, uvedené v první části seznamu podle zákona o ochraně veřejného zdraví, se reportují Evropské komisi (EK). Prvotní výběr „koupacích oblastí“ pro vyhlášku č. 159/2003 Sb. provedly KHS podle zadání více méně vycházejícího z tehdy platné směrnice 76/160/EHS – tedy že se na nich koupe velký počet osob (byla uváděna se již zmíněná hranice 100 koupajících se). Počty navržených míst v jednotlivých

Tabulka 1. Vývoj počtu lokalit od roku 2004 podle údajů z informačního systému PiVo. K tomu, aby bylo koupaliště daný rok počítáno, musel u něj být alespoň jeden vzorek. Popis jednotlivých kategorií v textu

Typ oblasti	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
koupací oblasti	131	136	131	131	131	129	129	125	123	122	121	118
přírodní koupaliště	113	136	130	130	133	136	137	139	57	57	51	54
betoňáky	x	x	x	x	x	x	x	x	78	66	68	68
přírodní biotopy	x	x	x	x	x	x	x	x	8	13	16	20
celkem	244	272	261	261	264	265	266	264	266	258	256	260
reportováno EK	176	176	188	188	188	187	186	183	160	157	152	154

krajích se značně lišily, což mohlo být způsobeno jak počtem vhodných lokalit, tak rozdílným náhledem jednotlivých KHS. V některých krajích nebyly navrženy žádné nebo minimální počet koupacích oblastí, protože všechny vhodné lokality měly svého provozovatele (např. Praha, Liberecký kraj). Významná koupaliště s provozovatelem pro reporting EK byla vybrána v roce 2004 na základě mezirezortního jednání.

Řada lokalit je navštěvována velkým počtem koupajících se, ale žádný oficiální statut nemá. Může to být tím, že v okolí jsou jiná významnější místa (více koupajících se, lepší kvalita a zázemí). Přesto nezařazení lokalit do seznamu úplně v pořádku není. Uvádíme příklad pro území v okolí Labe severovýchodně od Prahy, kde se nachází řada hojně využívaných nádrží po těžbě šterkopísku. Tři z nich jsou v první části seznamu (reportovány EK) a dvě další jsou zařazeny ve druhé části. V oblasti leží několik dalších hojně navštěvovaných lokalit (např. Mlékojedy, Křenecké jezero, Sadská), u kterých byla vybudována velká parkoviště, v koupací sezóně jsou zde otevřeny stánky s občerstvením. Město Sadská dokonce zveřejňuje na svých stránkách rozbor vody. Žádná z těchto lokalit však už statut vody ke koupání nemá.

Z tabulky 1 je patrné, že od roku 2005 do současnosti dochází k průběžnému mírnému úbytku počtu koupacích oblastí (ze 136 na 118). Lokality v průběhu času nebyly z vyhlášky (a později ze seznamu) pouze vyškrtávány, ale i nově zařazovány. Nově zařazených však bylo vždy méně než vyřazených. Do změny počtu lokalit v tab. 1. se promítla i opatření prováděná na nádržích (odstraňování sedimentů, opravy hráze, budování infrastruktury apod.), při kterých nebylo možno po celou sezónu či déle provozovat koupání. Rekordmanem je v tomto směru Plumlov, kde se nebylo možno koupat celé čtyři sezóny. Mezi další nádrže patří např. Luhačovice, Hostivař, Skalka nebo písník v Bakově nad Jizerou.

Podívejme se blíže na důvody, které v minulosti vedly k vyřazení některých míst:

- **Redukce koupacích oblastí v rámci jedné nádrže.** U některých nádrží s více odběrovými místy se v průběhu monitorování zjistilo, že jejich výsledky si jsou velmi podobné a tudíž je možné jejich počet zredukovat. Na tuto situaci dokonce pamatuje i evropská směrnice 2006/7/ES, která umožňuje seskupovat sousedící místa, pokud mají podobné hodnocení a jejich profily vody ke koupání vykazují stejné rizikové faktory. V minulosti tak došlo k redukci tří koupacích oblastí (z původních šesti) na nádrži Slezská Harta od roku 2006 nebo sloučení dvou oblastí do jedné na Oborském rybníku od roku 2013. K redukci došlo i na nádrži Michal u Sokolova, kde jedno místo bylo přírodní koupaliště s provozovatelem a druhé koupací oblast (bez provozovatele). Na některých přírodních koupalištích došlo k redukci počtu odběrových míst, které se však v celkovém počtu koupacích oblastí/přírodních koupališť neodrazily. Přírodní koupaliště s provozovatelem byla od začátku považována za jednu oblast bez ohledu na počet monitorovacích míst. To se týkalo např. pražských koupališť (Džbán, Hostivař, Šeberák, Motol), na kterých vždy byly 2 nebo 3 monitorovací místa. Na Šeberáku ležela jen zhruba 20 m od sebe.

- **Pokles zájmu o koupání.** Vzhledem k tomu, že koupání velkého počtu lidí je zásadní kritérium pro zařazení lokality mezi vody ke koupání, je zbytečné, pokud zájem lidí o koupání pomine, provádět dále monitorování. Posouzení nemusí být v praxi úplně jednoduché, a to jak z pozice místně příslušné KHS, tak z pozice MZ (případně SZÚ, které na tvorbě seznamu s MZ spolupracuje). Některé případy jsou zřejmé –

pokud se v blízkosti objeví nové možnosti koupání (otevření nového aquaparku nebo vznik nové přírodní lokality), zvláště v kombinaci s tím, že původní lokalita měla např. problémy s kvalitou vody nebo zázemím. To je např. případ jindřichohradeckého Vajgaru, na kterém bylo přírodní koupaliště. V roce 2006 byl v těsné blízkosti zprovozněn aquapark s venkovním bazénem. Problematické jsou však případy, kdy zájem o koupání se snížil díky špatné kvalitě vody (především kvůli výskytu vodních květů sinic, který je na první pohled vidět a ke koupání rozhodně neláká). Prvním krokem by v takovém případě v souladu s legislativou (EU i ČR) měla být snaha o nápravu stavu. Ta však nebývá jednoduchá, levná a rychlá a je tedy otázka, zda takové lokality mnoho let skoro zbytečně monitorovat. A tak některé z nich byly v průběhu doby vyřazeny (např. rybník Olšovec v Jedovnici).

Špatná kvalita vody. To již částečně bylo probráno v předchozím bodě. Jako samostatný bod to uvádíme pro případy „neřešitelného“ mikrobiálního znečištění. V takových případech je možno vyřadit lokalitu zcela v souladu se směrnicí i tehdy, že se na lokalitě lidé koupou ve velkém množství. Pokud bude pětikrát za sebou hodnocena kvalita vody v kategorii nevyhovující (hodnotí se pouze *E. coli* a enterokoky), vydá se trvalý zákaz koupání a lokalita se vyřadí ze seznamu. Bohužel, podobný úděl by pravděpodobně stihl většinu míst na tekoucích úsecích řek, pokud by byla v seznamu zařazena. Jediné místo v seznamu umístěné na tekoucích vodách – Vojníkov - ležící na Otavě těsně nad vzdutím VN Orlík, k výše naznačenému scénáři jednoznačně směřuje.

- **Kolize s těžbou.** V roce 2006 byly z vyhlášky č. 159/2003 vyřazeny tři lokality, na nichž ještě probíhala těžba šterkopísku. Přitom nádrže vzniklé těžbou šterkopísku jsou z hlediska koupání obvykle velmi atraktivní kvůli čisté vodě a písčným plážím. Je otázkou, zda důsledné čekání se zařazením do seznamu na ukončení těžby, není ve vztahu k veřejnosti alibistické. Pokud koupání není aktivně bráněno např. oplocením, je velmi pravděpodobné, že na písečném probíhá bez ohledu na těžbu.

- **Kolize s chovem ryb.** Je zřejmé, že intenzivní chov ryb a koupání svými nároky na kvalitu vody jdou proti sobě - rybáři nechtějí být omezováni při krmení ryb. Z tohoto důvodu byl např. vyřazen ze seznamu Komárovský rybník (od sezony 2014), ač je na břehu stojí hojně využívaný kemp a lidé se zde stále ve velkých počtech koupou a kvalita vody je ucházející. Z důvodu rybářského využití nebyl zařazen do seznamu ani rybník Hrachovec, ač o to skupina místních obyvatel velmi stála a opakovaně zařazení rybníka do seznamu navrhovala.

Závěr

Každoroční aktualizování seznamu nabízí prostor pro pružné zařazování vhodných lokalit a vyřazování těch, kde počet koupajících se poklesl, nebo převážil jiný zájem využití lokality. K usnadnění rozhodování (především) pracovníků KHS v této problematice je připravován metodický návod, který by měl pomoci sjednotit postup v jednotlivých krajích a tím učinit celý proces objektivnější než doposud.

Poděkování

Príspevek byl zpracován v rámci projektu Technologické agentury ČR TD 020161 “Vodní rekreace – koupání v přírodních koupalištích a dalších povrchových vodách” v programu na podporu aplikovaného společenskovedního výzkumu a experimentálního vývoje „OMEGA“.

Literatura

- [1] PUMANN P., POUZAROVÁ T., MYŠÁKOVÁ M., LUSTIGOVÁ M., ŽEJGLICOVÁ K., JELIGOVÁ H. Několik poznámek k výskytu a rozšíření koupáče obecného v ČR. In: Říhová Ambrožová J., Petráková Kánská K. (ed.): *Vodárenská biologie 2015*, 4. 2. - 5. 2. 2015, Praha. str. 47 – 52.
- [2] PUMANN P. A kol. Vodní rekreace – koupání v přírodních koupalištích a dalších povrchových vodách. Odborná zpráva o postupu prací a dosažených výsledcích projektu číslo: TDo20161 za rok 2014 (nepublikovaná zpráva). Technologická agentura ČR 17 stran.
- [3] KOLÁŘ J., RATAJOVÁ J., KOŽÍŠEK F. *Vody ke koupání a jejich legislativa*. Hygiena 2008: 53 (3), 110-111.

HODNOCENÍ RYBÁŘSKÉHO VYUŽITÍ KOUPAČÍCH VOD V POVODÍ ŘEKY MORAVY S OHLEDEM NA MOŽNÉ INTERAKCE S VÝVOJEM KVALITY VODY

Zdeněk Adámek, Pavel Jurajda

Ústav biologie obratlovců AV ČR v.v.i., Květná 8, 603 65 Brno, tel. +420 543 422 523, adamek@ivb.cz, jurajda@brno.cas.cz

Abstrakt

S použitím dostupných údajů o rybářském managementu na celkem 24 koupacích vodách v povodí řeky Moravy bylo provedeno vyhodnocení jeho možného vztahu ke kvalitě vody pro koupání, prezentované na webových stránkách krajských hygienických stanic. Na lokalitách, které jsou rybářskými revíry, je patrný vztah mezi podílem dravých ryb vyjádřeným v biomase vysazovaných i ulovených ryb (F/C index) a zařazením příslušné lokality do jedné z pěti kategorií vhodnosti vody ke koupání (od vody vhodné ke koupání až po vodu ke koupání nebezpečnou). Průměrné hodnoty F/C indexu v úlovcích, jakožto nejvhodnějším kritériu, činily 17,8 pro vody vhodné ke koupání a 21,5 pro vody vhodné ke koupání se zhoršenými smyslově postižitelnými vlastnostmi. Je tedy zřejmé, že kvalita vody s ohledem na její vhodnost ke koupání reflektuje v jistém rozsahu základní charakteristiku rybářského managementu, vyjádřenou zastoupením dravých ryb. V produkčních rybnících, zařazených mezi koupací vody není tento trend tak zjevný.

Klíčová slova: rybářský management; koupací lokality; rybářský revír; rybník; F/C index.

Abstract

The evaluation of possible relationship between fisheries management and water quality in bathing sites in the Morava River catchment area, as presented on public web pages www.koupacivody.cz, was performed on an example of 24 evaluated waterbodies. On the sites, which belong to the angling grounds, an obvious relationship between the proportion of predatory fish biomass in fish yields (F/C index) and bathing quality of appropriate sites was recorded. Mean F/C values in fish catches, as the most appropriate criterion, amounted to 17.8 and 21.5 in bathing suitable water and bathing suitable water with deteriorated sensory properties, respectively. It seems apparent that the bathing water quality reflects in certain extent the principal characteristics of fisheries management. In carp farming ponds, incorporated legally among bathing sites, this tendency was not so obvious and it seems that not even the intensity of supplementary feeding was the main reason limiting the suitability for bathing.

Keywords: fisheries management; bathing sites; angling ground; fishpond; F/C index.

Úvod

Ichtyofauna – rybí obsádka chovných nádrží (rybníků), resp. rybí společenstva volných vod, je nedílnou součástí vodních

ekosystémů a hraje významnou roli ve fungování potravních vztahů v nich a tím i vývoji podmínek prostředí. Obecně platí, že v nádržích s vysokou biomasou planktonofágních ryb (většinou drobných kaprovitých druhů) je zooplankton tvořen drobnými druhy a jedinci o nízké biomase a fytoplankton je bohatě rozvinut (nízká průhlednost, nebezpečí výskytu sinicových vodních květů). Naopak při nízké biomase ichtyofauny, kdy v zooplanktonu nádrže převládají velké filtrující perloočky převážně rodu *Daphnia*, je fytoplankton velmi chudý a průhlednost vysoká. Bylo prokázáno, že velký zooplankton je mnohem efektivnější v redukci fytoplanktonu než drobné druhy, které se kromě toho specializují na drobnější partikulovanou potravu. Pokud ryby vyvinou silný vyžírací tlak na filtrující perloočky, omezí se společenstvo zooplanktonu na výskyt malých druhů a forem, které nejsou schopny tak efektivní filtrace jako větší druhy rodu *Daphnia* a mají tak jen malý vliv na rozvoj fytoplanktonu.

Tento jev je podstatou tzv. „top-down“ efektu, založeného na působení na vrcholné články potravní pyramidy s cílem ovlivnění nižších trofických úrovní. Na něm je založena technologie biomanipulace, jejímž principem je podpora populací dravých druhů ryb, které jsou schopny kontrolovat biomasu drobných planktonofágních druhů ryb. Snížení až absence jejich vyžíracího tlaku umožní rozvoj populací filtrujícího zooplanktonu a ten účinně omezí rozvoj fytoplanktonu (Obr. 1). U nás je tento princip s různou (vesměs však nízkou) mírou úspěšnosti uplatňován na vodárenských nádržích ve formě tzv. řízených rybích obsádek. Přes nepochybně správnou a odborně podloženou hypotézu lze míru redukce biomasy fytoplanktonu s využitím biomanipulace prognózovat jen velmi obtížně, neboť na jednotlivé články v „top-down“ procesu působí celá řada dalších faktorů (např. trofie, doba zdržení, morfologie nádrže, klimatické podmínky a mnoho jiných). Člověk sice často do tohoto procesu zasahuje s cílem podpořit eliminaci drobných planktonofágních ryb např. odlovem třecích hejn, manipulací s vodní hladinou v době jejich výtěru aj., avšak konečný efekt je vždy výsledkem působení managementu (biomanipulace) a biotických i abiotických faktorů a interakcí mezi nimi (Randák et al. [9]). V zásadě platí, že základním předpokladem úspěšné biomanipulace je nízká koncentrace fosforu, která musí odpovídat maximálně mezotrofii, jinak se rozvinou koloniální a vláknité druhy sinic, které nejsou tímto postupem kontrolovatelné. Za limitní koncentrace fosforu, umožňující úspěšnou aplikaci biomanipulačních opatření, je považováno na hlubokých stratifikovaných nádržích 0,6 – 0,8 g celkového fosforu na m² (Benndorf et al. [4]), případně 20–50 mg.m⁻³ (Jeppesen a Sammalkorpi [7]). V případě mělkých nádrží jsou tyto limitní hodnoty poněkud vyšší v důsledku intenzivnějšího „metabolizmu“ celého ekosystému a míchání vodních vrstev a odpovídají přibližně 2 g.m⁻² (Jeppesen et al. [6]), respektive 100–250 mg.m⁻³ (Jeppesen a Sammalkorpi [7]). Druhou podmínkou je nízká biomasa ichtyofau-

ny, která by měla být menší než 100 kg.ha⁻¹. V praxi se ukazuje, že biomanipulace jsou rovněž velmi problematicky uplatnitelné na větších nádržích o rozloze několika desítek a více hektarů a tam, kde je nedostatek vhodných míst („pláží“) pro využití hromadných odlovných prostředků (záťahových sítí).

Zásadním momentem, který v našich podmínkách zásadně limituje snahy o úspěšné uplatnění biomanipulačních zásahů v praxi však zůstává vysoká trofie (Blabolil et al. [10]), nebo lépe živinová zátěž, která posouvá trofii ekosystémů stojatých vod převážně do eutrofního (až hypertrofního stavu – hypertrofie se však netýká hodnocených koupacích lokalit). Vliv vysoké trofie, především koncentrace fosforu, je v prostředí většiny našich stojatých vod tak významný, že zcela eliminuje možnosti pozitivního ovlivnění vývoje kvality vody ve smyslu redukce fytoplanktonu, či snad dokonce vodních květů cyanobaktérií (sinc) působením rybiho společenstva na ostatní články potravního řetězce. S tímto vědomím je třeba přistupovat k úvahám o možnostech ovlivnění kvality vody rybami, ať už v prostředí chovných rybníků či rybářských revírů, které jsou využívány jako koupací lokality či rekreační nádrže. Většina našich stojatých vod s tímto využitím dospěla vývojem zarybnění i trofie do stavu, který je v našich podmínkách jakýmsi optimalizovaným kompromisem respektujícím celé spektrum rekreačního využití s minimální (pokud vůbec) šancí na pozitivní ovlivnění stávajícího stavu v kvalitativním i kvantitativním složení fytoplanktonu a tím i kvalitě vody. Na druhou stranu je však třeba zdůraznit, že nekontrolované zarybňování neuzpůsobené konkrétním podmínkám konkrétní nádrže, může vývoj kvality vody ovlivnit negativně.

Hlavními cílovými druhy biomanipulačních zásahů jsou především drobné druhy planktonofágních ryb z čeledi kaprovitých

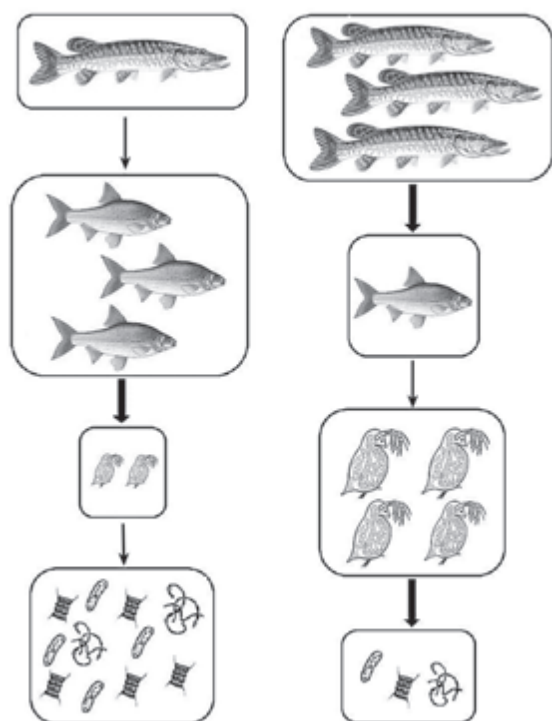
– především plotice obecná, cejnek malý, ouklej obecná, perlin ostrobřichý, příp. čeledi okounovitých (plůdek okouna říčního, ježdík). Nežádoucí jsou rovněž bentofágové, neboť svými potravními aktivitami podporují uvolňování živin (zvláště fosforu) ze sedimentů (bioturbace). Znamená to, že do nádrží, na kterých jsou uplatňována biomanipulační opatření, by neměl být vysazován např. kapr obecný nebo lín obecný, významným bentofágem je ale i cejn velký (Adámek a Maršálek [3]). Nežádoucí je i přítomnost býložravých ryb (amur bílý, tolstolobik bílý a tolstolobec pestrý). Amur uvolňuje konzumací makrofyt živiny v nich vázané a nedokonalé trávení tolstolobiků dokonce rozvoj fytoplanktonu podporuje, což může vést až k projevům eutrofizace („ichtyeoeutrofizace“).

V zásadě je však třeba si uvědomit, že rybářský management zaměřený na kontrolu vývoje kvality vody formou řízení rybí obsádky nemůže sám o sobě zlepšit biologické podmínky v eutrofizované nádrži s vysokým obsahem živin. Charakter rybiho společenstva však může významně přispět k udržení stavu dosaženého s pomocí ostatních opatření. Zatímco na vodárenských nádržích, kde jsou ostatní formy využití prakticky vyloučeny, lze rybářský management v podstatě cíleně uplatňovat, na rekreačních nádržích je řízení rybiho společenstva významně ztížené zájmy ostatních subjektů, především rybářských, jejichž cílem je umožnění kvalitního rekreačního rybolovu. V podstatě v žádné nádrži není možné udržet potřebnou převahu dravých ryb nad kaprovitými (případně okounem), a to z biologických důvodů. Kaprovité ryby (cejn, cejnek, plotice, ouklej) mají významně větší reprodukční potenciál (vyšší plodnost) a přežití ve vyšších populačních hustotách než dravci (štika, candát, sumec) a samotné vysazování ho může ovlivnit jen těžko.

Přesnější údaje o složení rybiho společenstva stojatých vod jsou jen obtížně získatelné a přijatelný kvantitativní odhad vyžaduje značné úsilí (Kubečka et al. [8]), zahrnující využití hydroakustických, síťových a elektrolovných prostředků (Randák et al. [9]). Proto v případech, kdy úsilí nutné k jejich nasazení a vyhodnocení získaných dat není adekvátní významu získané informace, je vhodné použít dostupné údaje z rybářských statistik, i když jsou přirozeně zatíženy celou řadou chyb, vyplývajících ze specifiku rekreačního rybolovu. Nicméně údaje o vysazování a úlovcích ryb mohou poskytnout údaje charakterizující kvalitativní a velmi zhruba i kvantitativní složení rybiho společenstva nádrže (Adámek a Jurajda [2]).

Materiál a metody

Vyhodnocení údajů o vysazování a úlovcích z evidence rybářských svazů bylo pro potřeby této studie provedeno v případech, kdy byly hodnocené lokality součástí rybářských revírů (celkem 18 případů). Některé další koupací lokality patří do kategorie produkčních rybníků a potřebné údaje (nasazení, výlovky) byly získány z evidence hospodařícího subjektu (6 případů). Pouze dvě hodnocené nádrže (nádrže Lučina a Kámen) v povodí řeky Moravy, zařazené mezi koupací lokality, nejsou rybářsky využívány. Použité podklady, poskytnuté rybářskými subjekty hospodařícími na hodnocených nádržích, byly hodnoceny jako průměr posledních tří až osmi let (podle dostupnosti). Z vysazování i úlovků byl spočítán pro každou nádrž tzv. F/C index, který vyjadřuje poměr mezi biomasou nedravých a dravých druhů ryb podle Holčíka a Hensela [5]). Jeho optimální hodnoty se pohybují mezi 3,0 – 6,0 s tím, že hodnota 10,0 je považována ještě za přijatelnou hraniční. Pro potřeby této studie byl jako přijatelná hraniční hodnota považován index F/C 15,0, nicméně hodnoty nad 10,0 již svědčí o nevyváženém stavu v ichtyocenóze, kdy nedravé druhy významně dominují se zjevnými důsledky pro rybářský management i vývoj kvality vody.



Obrázek 1. Princip působení dravých a planktonofágních ryb na nižší články potravního řetězce – „top-down“ efekt jako podstata biomanipulačních opatření (upraveno podle Adámek et al. [1])

Sumarizace spočítaných hodnot indexu F/C a dalších získaných údajů pak byla použita k vyhodnocení hlavních pozitiv a negativ rybářského managementu příslušné nádrže ve vztahu ke kvalitě vody jakožto koupací lokality. K hodnocení byl použit průměr hodnocení vhodnosti vody ke koupání v období červen – srpen 2015 s aplikací bodového systému pro jednotlivé kategorie zveřejněné na webových stránkách Krajských hygienických stanic (1 - voda vhodná ke koupání, 2 - vhodná ke koupání se zhoršenými smyslově postižitelnými vlastnostmi, 3 - zhoršená jakost vody, 4 - voda nevhodná ke koupání, 5 - voda nebezpečná ke koupání).

Výsledky a diskuse

Sumarizace hodnot indexu F/C podle údajů o rybí obsádce při nasazení a v úlovcích spolu se začleněním příslušné lokality podle vhodnosti vody ke koupání je prezentována na Obr. 2 a 3 a v Tab. 1 odděleně pro rybářské revíry a chovné rybníky.

Rybářské revíry

Vody vhodné ke koupání

Nádrž Všemina

Negativa: vzhledem k rozsahu vysazování a návratnosti ryb nejsou zřejmá

Pozitiva: vysoká kusová návratnost vysazených ryb, příznivý poměr (F/C index) mezi biomasou vysazovaného pstruha duhového ve velikosti, kdy je schopen se živit dravě, a biomasou kapra

VN Bystřička

Negativa: vysoký F/C index při vysazování (61,1), vysoké počty i biomasa vysazovaného amura a lina s velmi nízkou návratností, vysoká biomasa vysazovaného kapra při nízké návratnosti

Pozitiva: velmi příznivý F/C index v úlovcích (5,0), zákaz vnaďení, vysoký podíl štiky přes absenci v nasazování (průnik z povodí?), zákaz lovu dravců v dřívějších letech

Nádrž Letovice

Negativa: vysoký F/C index při vysazování – 24,1

Pozitiva: optimální F/C index v úlovcích (8,1) ukazuje na prosperitu a dobrý růst populací dravých druhů v nádrži. Vysazování dravých ryb (štika, candát, sumec, úhoř) je vhodným opatřením zvyšujícím nejen rybářskou, ale i rekreační hodnotu nádrže, vysoká je i návratnost vysazeného kapra (75,6 %).

Koupaliště Luleč

Negativa: zvýšená míra amura 55 cm, nízká návratnost kapra a lina, F/C index velmi vysoký při vysazování (40,3) a zvýšený v úlovcích – 13,8, vysazování bílé ryby

Pozitiva: omezení vnaďení

Pískovna Poděbrady

Negativa: extrémně vysoký F/C index při vysazování (114,5) a zvýšený (15,9) v úlovcích, vysoké počty i biomasa vysazovaného amura s nízkou návratností, vysazování bílé ryby

Pozitiva: výrazný pokles F/C indexu v úlovcích proti hodnotě při vysazení (vysoký potenciál lokality pro růst dravých ryb), vysazování starších kategorií dravých ryb

Na webových stránkách koupací vody Poděbrady je mj. i zajímavý komentář, svědčící o nesprávném chápání problematiky vztahu ryb a kvality vody laickou veřejností: „No, ty řasy by se daly zničit hlavně vysazením ryb, co se jimi živí - amur... To

ovšem rybářskému svazu, který tu chová hlavně dravé ryby, nikdo nevysvětlí.“ (2. 7. 2008).

Na dobré kvalitě vody ke koupání se zde podílí především dvě skutečnosti – charakter nádrže (pískovna) a početná populace filtrující (invazní) slávičky mnohotvárné (*Dreissena polymorpha*).

VN Výrovice

Negativa: F/C index podle úlovků je jen mírně zvýšený (13,8), avšak návratnost vysazených dravých ryb nízká

Pozitiva: extrémně vysoká návratnost násad kapra (75,5%)

Nádrž Palava

Negativa: vysazované kategorie dravých ryb (Ca₁) jsou příliš mladé, zvýšený F/C index v úlovcích – 16,4

Pozitiva: F/C index příznivý při vysazování (4,6), vysoká návratnost kapra (70,7%)

Štěrkoviště Bahňák

Negativa: vysoký F/C index při vysazování (19,3) i v úlovcích (25,5)

Pozitiva: příznivá kusová návratnost vysazeného kapra (81,6%) a zvláště amura (145,9%), která je z velké části pravděpodobně důsledkem dřívějších vysazování

Nádrž Suchý

Negativa: F/C index vysoký při vysazování (25,0) i v úlovcích – 35,8, vysazování cejna

Pozitiva: vysazování starších věkových i velikostních kategorií štiky

VN Nový Hrozenkov

Negativa: extrémně vysoký F/C index při vysazování (173,3) i v úlovcích (41,4), vysoké počty i biomasa vysazovaného amura a lina s nízkou návratností

Pozitiva: vysoká návratnost vysazeného kapra a štiky, pravděpodobnost vnikání štiky z jiných zdrojů v povodí nad nádrží, vysazování odkrmeného úhoře, omezená docházka

VN Brno

Negativa: malý zájem rybářů o bílou rybu (vedlejší kaprovité ryby – cejn, cejnek, plotice), orientace na úlovky dravých ryb, přesto vysoká hodnota F/C indexu v úlovcích (35,8)

Pozitiva: kvalita vody ke koupání je výsledkem celého komplexu opatření, který zahrnuje mj. i kontrolu početnosti planktonofágních a bentofágních kaprovitých ryb

Voda vhodná ke koupání se zhoršenými smyslově postižitelnými vlastnostmi

Nádrž Domanínský rybník

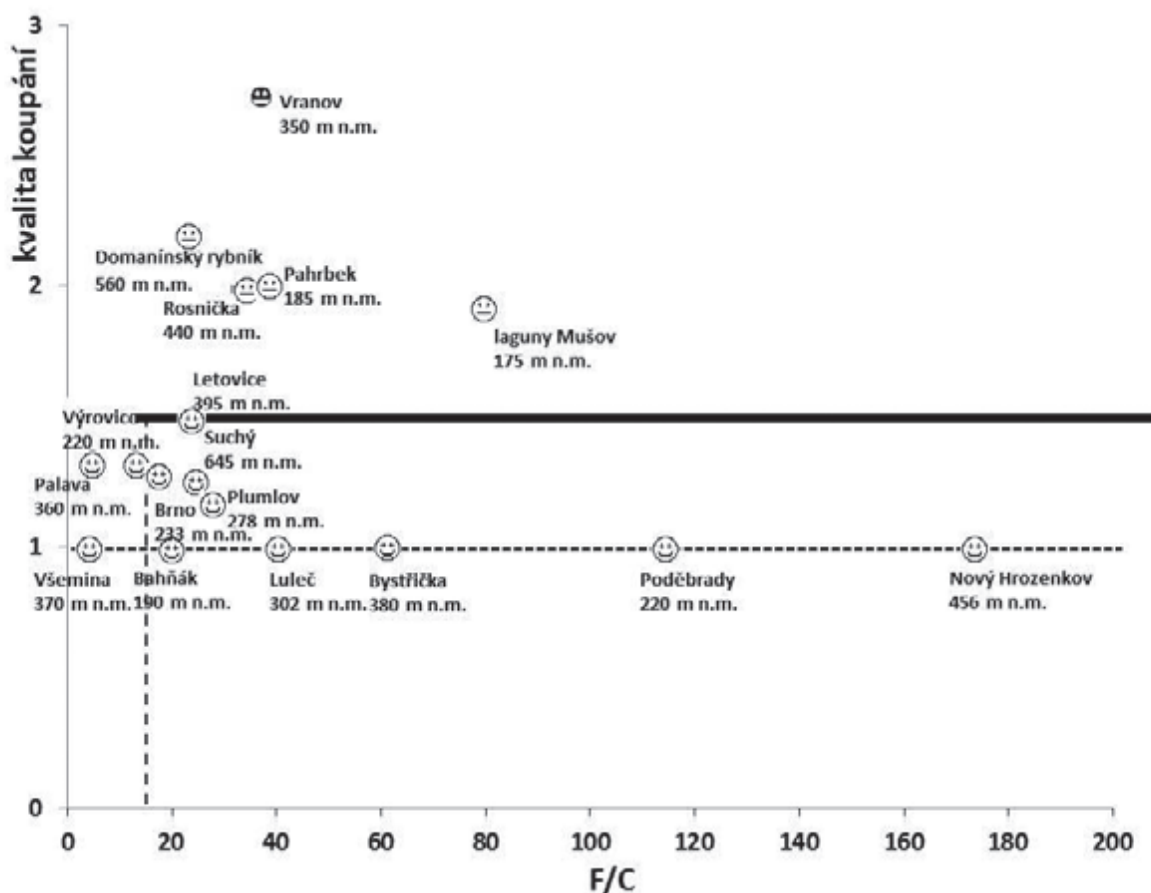
Negativa: zvýšený F/C index při vysazování (22,7) i v úlovcích (20,0)

Pozitiva: vysazování dravých ryb (štika, candát, bolen)

Laguny VN Mušov

Negativa: F/C index při nasazení (79,9) zkrácený v důsledku vysazování mladých věkových kategorií (vesměs rychleného plůdku), je v úlovcích podstatně příznivější – 15,6. Nízká návratnost (přežití?) vysazovaných dravých ryb. Těžko vysvětlitelná nízká návratnost je ale zřejmá i u ostatních ryb (mylné zapisování úlovků do revíru Dyje 5 Mušov?).

Pozitiva: šterkový substrát, infiltrovaná spodní voda a hojná submerzní makrovegetace přispívají k poměrně dobré kvalitě



Obrázek 2. Vztah mezi hodnotami indexu F/C, indikujícího poměr mezi biomasou nedravých (převážně planktonofágních) a dravých ryb při vysazení a kvalitou koupací vody. Pozn.: kvalita koupání (průměr stávající koupací sezóny 2015) hodnocena jako: 1 - voda vhodná ke koupání, 2 - voda vhodná ke koupání se zhoršenými smyslově postižitelnými vlastnostmi, 3 - zhoršená jakost vody

vody pro koupání přes to, že lokality leží v oblasti extrémně dotované živinami

Rybník Rosnička

Negativa: vysoký podíl vysazovaného kapra, vysoký F/C index – 33,5 při vysazení, 23,1 v úlovcích, poměrně vysoký výlov dravých ryb (štika, candát, okoun)

Pozitiva: vysazování štiky, vysoká kusová návratnost kapra

Slepé rameno Pahrbek

Negativa: nepříznivý poměr v biomase vysazovaných nedravých a dravých ryb (F/C 38,1)

Pozitiva: rameno poskytuje příznivé podmínky prostředí pro růst dravých ryb, jak o tom svědčí úlovky trofejních sumců (23 – 65 kg)

Zhoršená jakost vody

VN Vranov

Negativa: vysoký F/C index při vysazení

Pozitiva: F/C index podle úlovků je vysoce příznivý (3,8), lze tedy předpokládat pozitivní vliv rybního společenstva na kvalitu vody nádrže. Vysazování dravých ryb (štika, candát, sumec) je vhodným opatřením podporujícím jejich přirozenou reprodukci v nádrži. Nicméně příznivé poměry ve složení rybního společenstva nádrže, tak jak je indikují úlovky, se neodrážejí v příznivé kvalitě vody, pravděpodobně v důsledku významné orientace lovcích rybářů na dravé ryby (Adámek a Jurajda [2])

a extrémně vysokého zatížení prostředí nádrže živinami (Adámek a Jurajda [10]).

Rybníky

Vody vhodné ke koupání

Rybník Malý Pařezitý

Příkrmování: není prováděno

Negativa: nevýznamná

Pozitiva: rybník není loven, rybí obsádka bez vlivu na vývoj kvality vody

Rybník Velký Pařezitý

Příkrmování: není prováděno

Negativa: nevýznamná

Pozitiva: rybník není loven, rybí obsádka bez vlivu na vývoj kvality vody

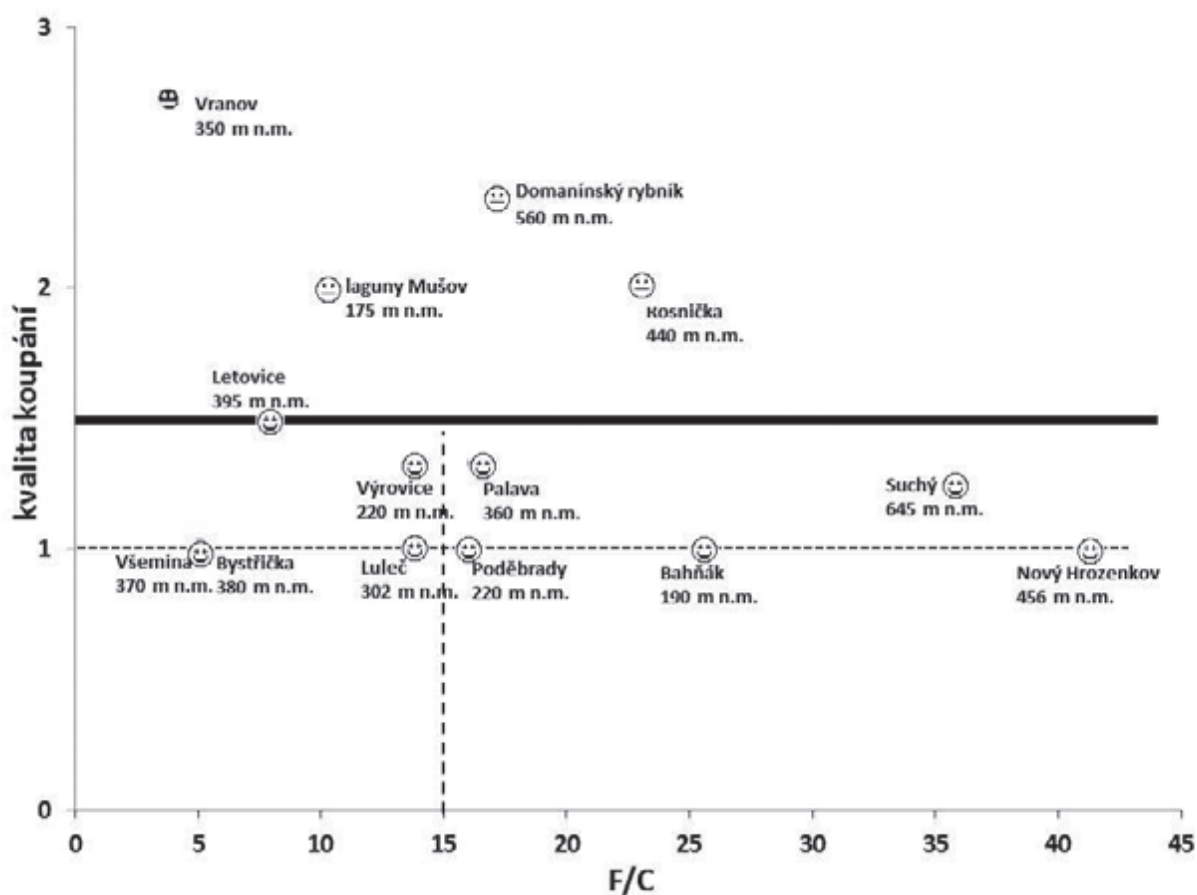
Voda vhodná ke koupání se zhoršenými smyslově postižitelnými vlastnostmi

Rybník Sykovec

Příkrmování: není prováděno (rekreační rybolov)

Negativa: nevýznamná

Pozitiva: extrémně nízká mortalita peledě a přirozená reprodukce candáta indikují příznivou kvalitu vody



Obrázek 3. Vztah mezi hodnotami indexu F/C, indikujícího poměr mezi biomasou nedravých (převážně planktonofágních) a dravých ryb v úlovcích a kvalitou koupací vody. Pozn.: Pro vhodnost ke koupání viz Tab. 1.

Rybník Dlouhý

Přikrmování: v průměru 131 kg/ha

Negativa: vysoký podíl vysazovaného kapra, přikrmování, velmi vysoký F/C index – 80,5 při vysazení, 31,4 ve výlovku, vysazování cejna, vnikání drobných cyprinidů (bílá ryba) a cejna s přítokem

Pozitiva: pravidelné vysazování plůdku a násad dravých ryb (štika, candát, sumec, bolen, okoun), až na výjimky vysoké přežití plůdku kapra, nízký objem krmiv

Zhoršená jakost vody

Rybník Černý

Přikrmování: 0

Negativa: nevýznamná

Pozitiva: nízká biomasa obsádky

Rybník Medlov

Přikrmování: 10 580 kg obilovin (381 kg/ha)

Negativa: nevýznamná

Pozitiva: extrémně nízká mortalita síhů a pstruha duhového

Tabulka 2. Sumarizace hodnot indexu F/C, indikující poměr mezi biomasou nedravých (převážně planktonofágních) a dravých ryb v obsádkách rybníků a kvalitou koupací vody. Pozn.: Pro vhodnost ke koupání viz Tab. 1.

rybník	F/C při vysazení	F/C výlovek	přikrmování (kg/ha)	vhodnost ke koupání (weby KHS)
Malý Pařezitý	2,3	nelovený	0	1,00
Velký Pařezitý	nenasazován	nelovený	0	1,00
Sykovec	49,2	64,1	0	2,00
Dlouhý	80,5	31,4	131	2,20
Černý	pouze nedravé ryby	pouze nedravé ryby	0	2,63
Medlov	96,6	41,5	381	2,71

Způsob a intenzita rybářského managementu koupacích míst jsou nepochybně faktory, které se mohou na výsledné kvalitě vody a její vhodnosti ke koupání projevit. Nicméně je skutečností, že i naše koupací vody jsou až na výjimky dotovány fosforem z přítoku či deponovaného v sedimentech natolik, že se tento faktor stává limitujícím pro úspěšné uplatnění byť jen omezeného biomanipulačního zásahu do rybí obsádky.

Svou roli nepochybně hraje také to, že většina těchto vod je i rybářskými revíry a slouží tedy rekreaci v širším slova smyslu. Pro tento typ rybářských revírů je logicky vysazování nedravých ryb omezeno na kapra, který je dostatečně dostupný i rybářsky atraktivní. Biomasa ryb, tvořících obsádku nádrže se tím však zvyšuje nad hranici, limitující úspěšnost biomanipulačních opatření.

Kvalita vody ve smyslu koncentrace fytoplanktonu a průhlednosti je na některých koupacích vodách (šterkovištích – Poděbrady, Bahňák) pozitivně ovlivněna vysokou biomasou mlže slávičky mnohotvárné (*Dreissena polymorpha*), jejíž filtrační potenciál je významně vyšší než jaký může vyvinout filtrující zooplankton. Na těchto lokalitách je tak efekt biomanipulací maskován jejich působením.

Závěr

V důsledku vysoké trofie vody (zatížení především fosforem a dusíkem) je možný vliv rybí obsádky na vývoj kvality vody na většině hodnocených lokalit převážen jejími negativními důsledky pro vývoj kvality vody. Změna v rybářském managementu by v podstatě na žádné z nádrží nevedla k zásadnější pozitivní změně. Nicméně s ohledem na mírnění projevů trofizace a zohledněním širšího rekreačního využití hodnocených lokalit lze na většině z nich doporučit zvýšení a podporu vysazování dravých druhů ryb. Některé z nádrží vykazují jak podle údajů o zarybnování, tak o úlovcích poměrně vyvážené rybí společenstvo (revíry) či obsádku (rybníky) a není třeba zvažovat v rybářském managementu žádné zásadní úpravy zaměřené na zlepšení vývoje kvality vody v nich. Týká se to především rybníků Sykovec, Malý a Velký Pařezitý a s minimálními opatřeními (nevysazovat některé kaprovité ryby – cejn a bílá ryba) i nádrží Letovice a Vranovská.

Poděkování

Upřímný dík autorů patří všem soukromým subjektům i organizacím za ochotu poskytnout data o rybářském managementu vodních ploch, na nichž hospodaří.

Literatura

- [1] ADÁMEK, Z., HELEŠIC, J., MARŠÁLEK, B., RULÍK M. *Aptikovaná hydrobiologie*. FROV JU Vodňany, 2010, 350 s. ISBN 978-80-87437-09-4.
- [2] ADÁMEK, Z., JURA JDA, P. *Indicative value of anglers' records for fish assemblage evaluation in a reservoir (Case study Brno reservoir, Czech Republic)*. In: Beard T.D.Jr., Arlinghaus R., Sutton S.G. (Eds): *The Angler in the Environment: Social, Economic, Biological, and Ethical Dimensions*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, 2011.
- [3] ADÁMEK, Z., MARŠÁLEK, B. *Bioturbation of sediments by benthic macroinvertebrates and fish and its implication for pond ecosystems: a review*. *Aquaculture International*, 2013, roč.21, č. 1, s. 1-17
- [4] BENNDORF, J., BÖING, W., KOOP, J., NEUBAUER, I. *Top-down control of phytoplankton: the role of time scale, lake depth and trophic state*. *Freshwater Biology*, 2002, roč. 47, s. 2282–2295.
- [5] HOLCÍK, J., HENSEL, K. *Ichtyologická příručka*. SRZ Bratislava, 1972, 217 s.
- [6] JEPPESEN, E., JENSEN, J. P., KRISTENSEN, P., SØNDERGAARD, M., MORTENSEN, E., SORTKJAER, O., OLRİK, K. *Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic, temperate lakes 2: threshold levels, long-term stability and conclusions*. *Hydrobiologia*, 1990, roč. 200/201, s. 219–227.
- [7] JEPPESEN, E., SAMMALKORPI, I. *Lakes*. In: Perrow, M., Davy, T., (Eds), *Handbook of Ecological Restoration, Volume 2: Restoration practice*. Cambridge: Cambridge University Press, 2002.
- [8] KUBEČKA, J., FROUZOVÁ, J., JŮZA, J., KRATOCHVÍL, M., PRCHALOVÁ, M., ŘÍHA, M. *Metodika monitorování rybích společenstev nádrží a jezer*. Biologické centrum AV ČR, v.v.i., České Budějovice, 2010, 63 s. ISBN 978-80-86668-08-6.
- [9] RANDÁK, T., SLAVÍK, O., KUBEČKA, J., ADÁMEK, Z., HORKÝ, P., TUREK, J., VOSTRA DOVSKÝ, J., HLADÍK, M., PETERKA, J., MUSIL, J., PRCHALOVÁ, M., JŮZA, T., KRATOCHVÍL, M., BOUKAL, D., VAŠEK, M., ANDREJI, J., DVOŘÁK, P. *Rybářství ve volných vodách*. FROV JU Vodňany, 2013, 371 s. ISBN 978-80-87437-49-0.
- [10] BLABOLIL P., ŘÍHA M., PETERKA J., PRCHALOVÁ M., VAŠEK M., JŮZA T., ČECH M., DRAŠTÍK V., KRATOCHVÍL M., MUŠKA M., TUŠER M., FROUZOVÁ J., RICARD D., ŠMEJKAL M., VEJŘÍK L., DURAS J., MATĚNA, J., BOROVEC J., KUBEČKA J. *Současný stav nádrží v České republice z hlediska složení rybích obsádek*. *Vodní hospodářství*, 2014, roč. 64, č.9, s. 5-11.
- [11] ADÁMEK Z., JURA JDA P. *Analýza rybářského hospodaření na produkčních rybnících v povodí řeky Dyje v povodí VD Vranov a na vlastních nádržích s ohledem na její zatížení živinami*. Zpráva ÚBO AV ČR, 2014, 11 s.

FARMAKA NAŠICH VOD

Marek Liška, Kateřina Soukupová, Lumír Kule, Antonia Metelková, Milan Koželuh

Povodí Vltavy státní podnik, Holečkova 8, 158 00 Praha 5, tel. +420 258 050 708, marek.liska@pvl.cz

Abstrakt

V příspěvku jsou shrnuty výsledky monitoringu účinných látek farmaceutických přípravků v povrchových a odpadních vodách v povodí Vltavy za období 2011 – 2014. V rámci monitoringu bylo sledováno celkem 32 léčivých látek z následujících indikačních skupin: antiflogistika, antirevmatika, antipyretika, antihypertenziva, antibiotika, antiepileptika, léky proti bolesti, hypolipidemika, rentgenodiagnostické látky a stimulantia. Nejvyšší koncentrace léčiv jsou ve většině případů nalézány v drobných a středních tocích pod většími městskými sídly (11 – 69 tis. EO) s nemocnicemi a/nebo léčebnými ústavy. Detailní pozornost byla při vyhodnocení věnována následujícím účinným látkám: diclofenak, ibuprofen, karbamazepin, hydrochlorthiazid, metoprolol, gabapentin, tramadol, iopromid a iopamidol. Výsledná koncentrace látky v toku závisí na dávce z bodového zdroje (ČOV), míře ředění, rozpustnosti ve vodě a stabilitě látky ve vodním prostředí, tj. afinitě k rozpadu na další „metabolické produkty“.

Klíčová slova: *léčiva; povrchová voda; odpadní voda; ČOV, lidská sídla; nemocnice.*

Abstract

The results of pharmaceutical products monitoring in the sewage and surface water in Vltava river catchment are summarised in this contribution (years 2011 – 2014). Thirtytwo drug substances from the indication groups were measured: antiflogistics, antirheumatics, antipyretics, antihypertensive drugs, antibiotics, antiepileptics, pain killers, hypolipidemics, X-ray diagnostics substances and stimulanting drugs. The highest drugs concentrations were measured in small and medium streams located under towns with 11 000 – 69 000 inhabitants and with hospitals or specialized medical centres. The followed substances has been analyzed with special caution: diclofenac, ibuprofen, carbamazepine, hydrochlorthiazide, metoprolol, gabapentin, tramadol, iopromide and iopamidole. The final drug substance concentration in the stream depends on the dose from the sewage water point source (WWTP), grade of dilution and stability of the drug substance in water environment, i.e. ability of drug substance for degradation in the metabolites.

Keywords: *pharmaceutical products; surface water; sewage water; WWTP; towns; hospitals.*

Úvod

Farmaka neboli léčiva v našich myslích budí vždy asociaci něčeho pozitivního, co pomáhá lidskému životu a zdraví. Jak praví definice; „farmaka“ t.j. léčiva jsou účinné látky či směsi účinných látek nebo léčivých přípravků, které jsou v principu vždy určeny k příznivému ovlivňování zdraví lidí nebo zvířat. V tomto příspěvku bude pozornost věnována zejména tzv. humánním a veterinárním léčivům. Prostředky na ochranu rostlin zůstanou stranou, i když z jistého úhlu pohledu mají podobnou úlohu jako dvě přede-

šlé skupiny. Výsledky monitoringu prostředků na ochranu rostlin v povodí Vltavy uvádí Liška a kol. [1].

Farmaka jsou již běžnou součástí lidského života, protože většina lidí si nedokáže v dnešní době život bez léků, hormonální antikoncepce a dalších podpůrných přípravků představit. Je třeba si ovšem v této souvislosti uvědomit, že platí zákon o zachování energie a hmoty a tak cokoli co do „systému“ vložíme, tak stále v nějaké byť změněné formě ve vodě či půdě existuje a setrvává a to platí i o lécích. Světové farmaceutické korporace vyrábějí desetitisíce tun léčiv s různými účinnými látkami. Veškerá tato farmaceutická produkce má svého zákazníka - spotřebitele a tím je právě člověk, resp. hospodářské či domácí zvíře člověkem chované. V principu však platí, že referenční hodnota přírodního prostředí pro většinu synteticky vyrobených farmak se rovná nule, tj. v člověkem neovlivněném přírodním prostředí (vodním i suchozemským) by neměla být přítomnost synteticky vyrobených léčiv ani jejich reziduí vůbec zaznamenána.

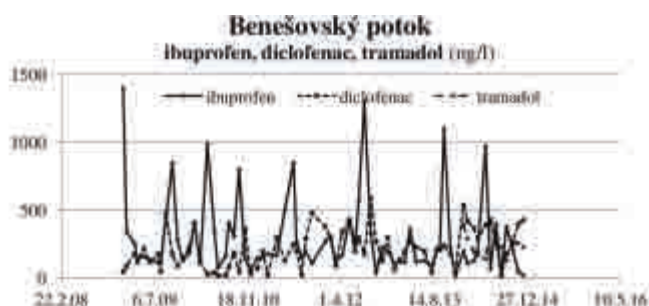
Realita našich i evropských vod je však zcela jiná, ve většině tzv. vyspělých zemí je v současné době znečištění vodního prostředí farmaky zaznamenáno. Jedná se o kontaminaci, která je „vidět“ pouze prostřednictvím moderních vysoce citlivých analytických přístrojů a metod. Léčiva v povrchových a pitných vodách jsou cizorodou látkou a mohou i ve velice nízkých koncentracích působit jak na lidské zdraví, tak i na tzv. necílové organismy žijící v povrchových vodách. Vodohospodářské laboratoře státního podniku Povodí Vltavy se již několik let zabývají stanovováním farmak v povrchových vodách, které má podnik ve své správě. Farmaka se stanovují také na odtoku z vybraných čistíren odpadních vod v rámci kontrolní činnosti bodových zdrojů znečištění.

V některých evropských zemích, zejména ve Švýcarsku, Francii a Švédsku je problematice přítomnosti farmaceutických látek ve vodním prostředí věnována velká pozornost. A to jak z pohledu přítomnosti reziduí těchto látek v pitné vodě, tak i přítomnosti léků v povrchových vodách, kde ovlivňují zejména zdravotní stav, reprodukční schopnost a chování ryb a dalších vodních organismů, tj. ekologický stav toků a jezer. V březnu letošního roku proběhla ve švýcarské Ženevě konference Water and Health, kde byly představeny výsledky několika projektů zaměřených na snížení koncentrací farmak v povrchové vodě. Detailním monitoringem 15 farmak v odpadních vodách pocházejících z nemocnice v Le Man se detailně zabývala přehledná prezentace Laury Wiest [4].

Ve výše uvedených evropských státech je důraz kladen na osvětu a prevenci u pacientů, lékařů, farmaceutů a zdravotních pojišťoven a to především v otázkách souvisejících s likvidací nespotřebovaných léků, neindikovaným nadužíváním léků, správným předepisováním „nezbytného“ množství dané účinné látky, atd... Současně je věnováno velké úsilí na odstraňování léčiv a jejich reziduí z odpadních vod, tak aby kontaminace řek a jezer byla co nejmenší. Jedná se zejména o identifikaci klíčových zdrojů tohoto typu znečištění a jejich vybavení příslušnou separační technologií, tj. např. granulovaným aktivním uhlím. Jde především o nemocnice, psychiatrické ústavy, zařízení následné péče, rehabilitační ústavy a další zdravotnická zařízení, rovněž také továrny, které léčiva vyrábějí.

v Zákolanském potoce v Kralupech, v Příbramském potoce pod Příbramí a Benešovském potoce pod Benešovem (150 – 500 ng/l), Obr. 1. Vysoké hodnoty byly také zaznamenány na odtocích ČOV léčebných ústavů (rehabilitační ústav Kladruhy a léčebna Nová ves pod Pleší).

Ibuprofen: Na většině odtoků z ČOV byly naměřeny maximální koncentrace v rozmezí 500 – 1000 ng/l, ojediněle 10 – 30 ug/l (ČOV Pelhřimov, Písek, rehabilitační ústav Kladruhy). Vysoké průměrné hodnoty jsou např. na odtocích ČOV Strakonice, Příbram a Písek. V povrchových vodách patří mezi nejvíce zatížené lokality Příbramský potok pod Příbramí (max. 5100 ng/l), Rakovnický potok (max. 2000 ng/l), Bělá pod Pelhřimovem (max. 1500 ng/l), Benešovský potok pod Benešovem a Červený potok pod Slaným, Obr. 2. Ibuprofen má velké množství takzvaných metabolitů, tj. ochotně se ve vodě transformuje na jiné látky, rozkladné produkty, které však zatím nejsou rutinně stanovovány.



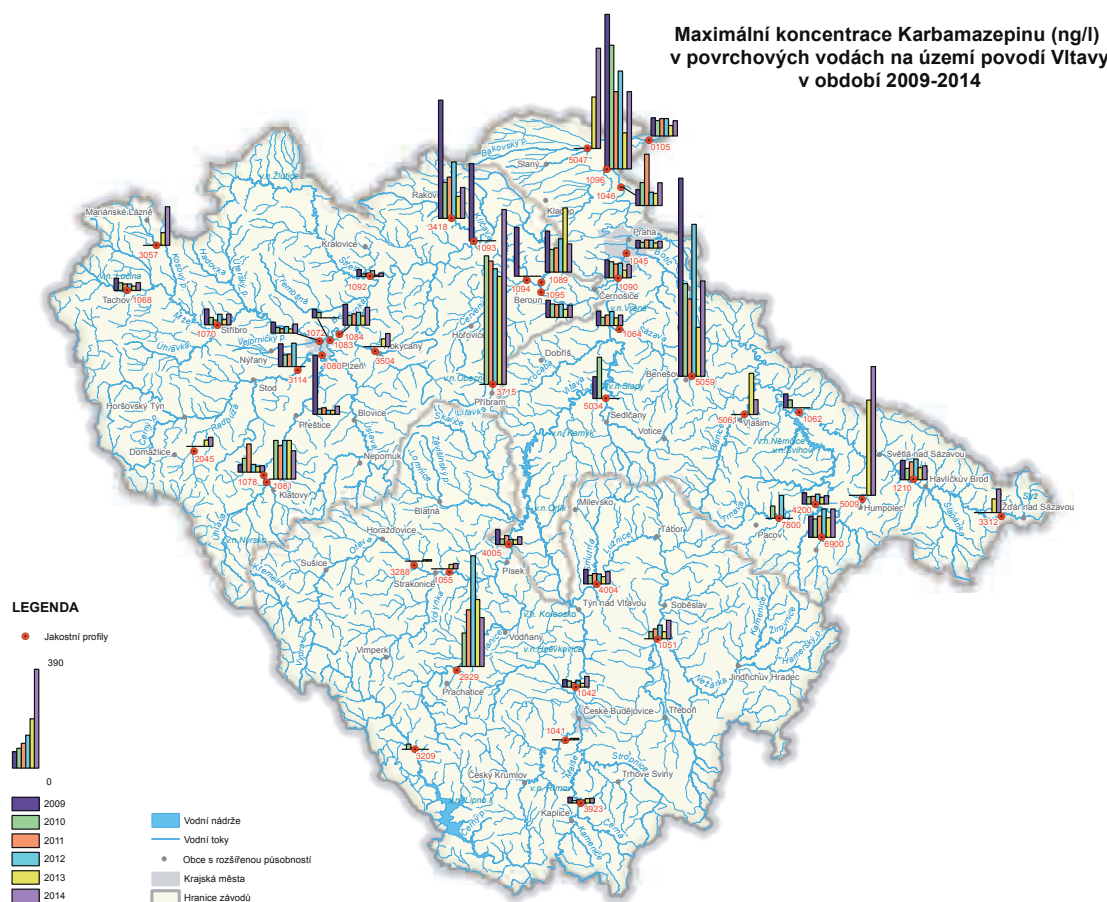
Obrázek 2. Vývoj koncentrací ibuprofenu a diclofenaku v Benešovském potoce pod Benešovem

Ketoprofen a Naproxene jsou látky, které nejsou užívány v takové míře jako Diclofenac a Ibuprofen i když patří do stejné indikační skupiny. Jejich nejvyšší koncentrace v povrchových vodách dosahují max. cca 700 ng/l a to i ve výše uvedených, farmaky zatížených tocích.

Karbamazepin je poměrně široce používaným lékem a zatížení našich povrchových vod touto látkou je značné. V odpadních vodách se vyskytuje v koncentracích 500 – 1000 ng/l, ojediněle i ve vyšších hodnotách. Z povrchových vod patří mezi nejvíce zatížené: Benešovský potok pod Benešovem Obr. 4, Živný potok pod Prachaticemi, Příbramský potok pod Příbramí, Zákolanský potok pod Kladnem a Pstružný potok pod Humpolcem, maximální hodnoty dosahují cca 800 ng/l, Obr. 3.

Hydrochlorthiazid a Metoprolol: Hydrochlorthiazid je nejčastější a historicky nejdéle užívaná účinná látka v léčbě na snížení vysokého krevního tlaku. Její koncentrace v odpadních vodách na odtocích z městských ČOV se pohybují v rozsahu od 5 do 20 ug/l. V povrchových vodách se pak hydrochlorthiazid vyskytuje v koncentracích 100–200 ng/l, ojediněle do 3300 ng/l - Živný potok pod Prachaticemi nebo 2600 ng/l - Benešovský potok pod Benešovem a Příbramský potok pod Příbramí (max. 2100 ng/l). Modernějším lékem je Metoprolol tartrate, který se zatím vyskytuje v povrchových vodách v nižších koncentracích.

Gabapentin je lékem na epilepsii a neuropatickou bolest (např. u onkologických pacientů). Koncentrace této látky v povrchových vodách jsou poměrně vysoké. Důležitou vlastností této látky je nízká transformace a metabolizace na další rozkladné produkty, proto jsou značné koncentrace gabapentinu nalézány i dále od zdrojů kontaminace na podélném profilu toku. U gabapentinu jsou měřitelné koncentrace nalézány i na „hrá-



Maximální koncentrace Karbamazepinu (ng/l) v povrchových vodách na území povodí Vltavy v období 2009-2014

Obrázek 3. Mapa maximálních koncentrací karbamazepinu v povrchových vodách

zových“ profilech přehradních nádrží. Gabapentin je značně rezistentní látka a „označí“ vodu na dlouhou dobu. Koncentrace gabapentinu v odpadních vodách jsou poměrně vysoké a tomu odpovídá i zatížení povrchových vod, např. Pstružný potok pod Humpolcem (max. 4730 ng/l), Zákolanský potok v Kralupích pod Kladnem (3100 ng/l) a Benešovský potok pod Benešovem, Obr. 4.



Obrázek 4. Vývoj koncentrací karbamazepinu a gabapentinu v Benešovském potoce pod Benešovem

Tramadol je opiát, který je používán na potlačení akutní bolesti, např. u onkologických pacientů nebo při postižení pohybového aparátu. Jeho maximální koncentrace v povrchových vodách dosahují hodnot do cca 800 ng/l. Avšak i v těchto „nižších“ koncentracích není vzhledem k „povaze“ tohoto léku jeho působení rozhodně zanedbatelné, zvláště pro vodní organismy. Ve vysokých hodnotách se vyskytuje opět spíše ve výše uvedených drobných vodotečích.

Iopromide a Iopamidol patří mezi rentgenodiagnostické látky, proto je jejich výskyt vázán zejména na toky a ČOV, které přicházejí do styku s odpadními vodami z radiodiagnostických pracovišť. Vysoké koncentrace iopromidu byly v odpadních vodách naměřeny na odtoku ČOV Havlíčkův Brod, Tábor a Písecká v maximálních hodnotách 6 – 38 ug/l. V povrchových vodách byly látky nalezeny v Živném, Příbramském a Benešovském potoce (max. 31 ug/l). Jde o poměrně vysoké nálezy látek, které již mohou ovlivnit fyziologický stav vodních organismů.

Ze vzájemného porovnání velikosti jednotlivých zdrojů znečištění a velikosti toků, do kterých jsou odvodněny, se nepodařilo nalézt obecný vztah platný pro všechna léčiva. Někdy méně osídlené město, které má přes ČOV zaústěné odpadní vody do více vodního toku má vyšší výsledné hodnoty některých farmak než více zalidněná aglomerace zaústěná do menšího toku. Pravděpodobně je to dáno kombinací několika faktorů, např. účinnost technologie ČOV, funkce dočišťovacích rybníků, velikost a odborné zaměření nemocnice v daném městě a v neposlední řadě také zdravotní stav obyvatel. Na odstranění farmak z odpadní vody má velký vliv technologie čištění dané čistírny, doba zdržení vody v ČOV, intenzita biologického stupně, případně zařazení dalšího separačního stupně. Účinnosti ČOV z hlediska odstranění farmak a dalších látek lidské denní spotřeby se věnuje řada publikací, např. [2,3].

Závěr

Z výše uvedených výsledků vyplývá, že výskyt farmak v povrchových vodách je problém a v řadě případů dokonce závažný. Proto je zapotřebí hledat řešení k omezení jeho dopadu. Na rozdíl od pesticidních látek by zřejmě postačilo významně omezit vstupy farmak do povrchových vod, neboť farmaka pocházejí výhradně z bodových zdrojů znečištění. Výsledné zatížení toku vždy závisí na mnoha faktorech, především na výši dávky z bodového zdroje (ČOV), míře ředění závislé na celkovém objemu vody v toku, rozpustnosti látky ve vodě a její stabilitě ve vodním prostředí, tj. afinitě k rozpadu na další „metabolické produkty“ či sorpci na partikule a následné sedimentaci na dno.

Je zřejmé, že není možné po pacientech požadovat, aby přestali léky užívat. Přesto lze pro snížení koncentrací léků v povrchových vodách hledat cesty, obdobně tak jak to dělají v řadě jiných evropských zemí – Francie, Švýcarsko, Švédsko. Uvedené státy „nastoupily“ cestu osvěty a prevence u lékařů, farmaceutů, prodejců a pacientů, tj. spotřebitelů léčiv. Je nutné podporovat zejména zpětný sběr nepoužitých léčiv a omezit neindikované nadužívání léků. Další účinnou možností je cílená separace farmak z důležitých zdrojů, tj. dovybavit konkrétní čistírny odpadních vod separačními jednotkami s granulovaným aktivním uhlím a to zejména u takových zdrojů, které produkují významně léčivý kontaminované odpadní vody. Jedná se především o velké nemocnice, psychiatrické léčebny, rehabilitační ústavy, zařízení následné péče atd. Toto řešení je sice na první pohled finančně nákladné, vzhledem relativně malým objemům odpadních vod produkovaných ze zdravotnických zařízení by se jistě však u vybraných zařízení vyplatilo. Dále by bylo vhodné také posílit touto separační technologií ty ČOV, které vypouštějí městské odpadní vody do menších toků s vodárenským využitím, neboť rezidua některých rezistentních farmak mohou pronikat až do surové vody, která je používána na vodu pitnou. U nemocničních zařízení by účinným opatřením byl např. separátní sběr moči z „urine bagů“ z jednotek intenzivní péče, zejména proto, že obsahují pestrý koktejl farmak koncentrovaný do malého celkového objemu.

Poděkování

Rád bych na tomto místě poděkoval vedení státního podniku Povodí Vltavy, které svým vstřícným přístupem podporuje výše uvedené sledování a činnost vodohospodářských laboratoří, neboť jen s dostatečnou finanční podporou lze provádět takto náročný a specializovaný monitoring. Současně bych rád poděkoval týmu analytických laboratoří podniku Povodí Vltavy v Plzni za intenzivní a neúnavnou práci se zaváděním nových analytů a precizní přístup ke všem analyzám léčiv, jmenovitě pak mým kolegům Ing. L. Kulemu a Mgr. M. Koželuhovi.

Literatura

- [1] LIŠKA, M. a kol. Problematika výskytu pesticidních látek v povrchových vodách v povodí vybraných vodárenských zdrojů. Vodní hospodářství, 2015, 1, 14 – 18s
- [2] ÚTERSKÝ, M a kol. Technologie ČOV Mikulov a možnosti odbourávání mikropolutantů. Vodní hospodářství. 2015, 6, 4 – 8s.
- [3] BLAIR, B, et al. Evaluating the degradation, sorption, and negative mass balances of pharmaceuticals and personal care products during wastewater treatment. Chemosphere, 134, 2015, 39, 401s.
- [4] WIEST, L. Resultants du suivi des médicaments et détergents. Présentace na konferenci Water and Health, 2015, Genève and Annemasse.

SCREENING EMERGENTNÍCH POLUTANTŮ V POVRCHOVÝCH VODÁCH POMOCÍ PASIVNÍCH VZORKOVAČŮ

Vít Kodeš¹, Roman Grabic²

¹Český hydrometeorologický ústav, Na Šabatce 17, 143 06 Praha, tel. +420 244 032 314, kodes@chmi.cz
²Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Zátíší 728/II, 389 25 Vodňany

Abstrakt

V roce 2013 byl proveden screening více jak 300 emergentních pollutantů jako léčiv (analgetik, psycholeptik, antidepresantů, antibiotik, beta blokerů), prostředků personální péče (UV blokerů, musků, repelentů, baktericidů), nelegálních drog, pesticidů, fluorovaných látek a jejich metabolitů ve 22 lokalitách příslušejících do sítě situačního monitoringu povrchových vod. V rámci monitoringu bylo v květnu a říjnu na 14 dní do toků exponováno celkem 88 pasivních vzorkovačů. Extrakty z pasivních vzorkovačů byly analyzovány pomocí LC-MS/MS and LC-MS/HRMS, celkem bylo stanoveno 310 látek. 150 látek bylo nalezeno, přičemž 27 látek bylo nalezeno ve všech lokalitách (léčiva, prostředky personální péče, pesticidy, kofein, metabolit nikotinu), dalších 39 látek (léčiva, prostředky personální péče, pesticidy) bylo nalezeno ve více jak 33 lokalitách. Na jedné lokalitě bylo nalezeno až 111 sledovaných látek najednou. Látky vyskytující se v nejvyšších koncentracích byly PBSA (UV filtr), kofein, DEET (repelent), imidacloprid (insekticid), terbutylazine, diuron, metolachlor (herbicidy), telmisartan (lék na vysoký tlak) a tramadol (analgetikum).

Klíčová slova: pasivní vzorkování; emergentní polutanty; screening; povrchové vody.

Abstract

A screening of more than 300 emerging pollutants such as pharmaceuticals, PCPs, illicit drugs, pesticides, perfluorinated compounds and their metabolites at 22 monitoring sites throughout the Czech Republic was conducted in 2013 in the Czech Republic. POCIS passive samplers were deployed for 14 days in May and in October, 88 samples were collected in total. LC-MS/MS and LC-MS/HRMS methods were used for analyses of POCIS extracts. In total 310 target compounds were analyzed in the samplers. Results showed that 150 of 310 analyzed substances had been found. 27 substances (pharmaceuticals, PCPs, pesticides, caffeine and nicotine metabolite) occurred at all sampled sites, additional 39 substances (pharmaceuticals, PCPs, pesticides) occurred at more than 33 sites. The highest number of contaminants found at a single monitoring site was 111. Emerging contaminants occurring in highest concentrations were PBSA (UV blocker), caffeine, DEET (insect repellent), imidacloprid (insecticide), terbutylazine, diuron, metolachlor (herbicides), telmisartan (hypertension drug) and tramadol (analgesic).

Keywords: passive sampling; emerging pollutants; screening; surface water.

Úvod

Pasivní vzorkovače POCIS (Alvarez et al., 2007) jsou určeny pro monitoring polárních organických látek s $K_{ow} < 3.5$. Vzorkovače POCIS poskytují průměrnou koncentraci v delším časovém období (dlouhodobou integrální koncentraci neovlivněnou okamžitými krátkodobými výkyvy), vzorkují biodostupnou formu analytů a zachytí i řádově nižší koncentrace oproti bodovým vzorkům vody. Vzorkovače umožňují i dlouhodobé uchování vzorku v relativně nenáročných podmínkách (v mrazáku při -18 °C), a to po poměrně dlouhou dobu (roky). Na druhou stranu pro stanovení koncentrace ve vodě odpovídající koncentraci ve vzorkovači je potřeba vzorkovače POCIS kalibrovat, kalibrační data jsou v současnosti stále zřídka dostupná navíc pouze pro omezený počet látek, z tohoto důvodu se pasivní vzorkovače používají doposud převážně pro screeningové účely.

Materiál a metody

Screening 309 emergentních pollutantů jako léčiv (analgetik, psycholeptik, antidepresantů, antibiotik, beta blokerů), prostředků personální péče (UV blokerů, musků, repelentů, baktericidů), nelegálních drog, pesticidů, fluorovaných látek a jejich metabolitů ve 22 lokalitách příslušejících do sítě situačního monitoringu povrchových vod (tabulka 1) byl proveden v roce v květnu a říjnu 2013, kdy bylo na 14 dní do toků exponováno v ochranných koších celkem 88 pasivních vzorkovačů POCIS ve dvou konfiguracích: pesticidní a farmaceutický (na každé lokalitě byly tedy exponovány paralelně 2 typy vzorkovačů).

Pasivní vzorkovače POCIS (obrázek 1) byly pořízeny od výrobce Exposmeter AB (Tavelsjö, Švédsko).

Celkem bylo sledováno 265 látek ve farmaceutických a 310 látek v pesticidních vzorkovačích.

Dle typu užití se jedná o 133 léčiv, 101 pesticidů a 30 jejich metabolitů, 16 surfaktantů ze skupiny fluorovaných látek, 14 nelegálních drog a 1 metabolit, 3 náhražky drog a 1 metabolit, 5 UV blokerů (4 benzofenony a kyselina 2-fenylbenzimidazol-5-sulfonová), 1 mošusová látka (tonalid), 1 baktericid (triclosan), 1 repelent (DEET), 1 aditivum do plastů (bisfenol A), metabolit nikotinu a kofein. Pesticidní POCIS používá třífázovou směs Isolute ENV+ (hydroxylovaný kopolymer polystyrenu a divinylbenzenu) a sorbentu Amborsorb 1500 rozptýleného na S-X3 Biobeads jako nosiči. Farmaceutický POCIS používá sorbent Oasis HLB. Pevný sorbent, uzavřený mezi dvěma membránami je po expozici a demontáži vzorkovače přenesen do kolony a sledované látky jsou eluovány metanolem. Pro analýzy extraktů byly použity metody LC-MS/MS a LC-MS/

Tabulka 1. Seznam lokalit

ID profilu	Tok	Lokalita
CHMI_1084	Berounka	Plzeň - Bukovec
CHMI_4002	Cidlina	Sány
CHMI_4016	Dyje	Jevišovka
CHMI_1205	Dyje	Podhradí
CHMI_1006	Labe	Hradec Králové
CHMI_1016	Labe	Litoměřice - Křešice
CHMI_1049	Lužnice	Veselí n. Lužnicí
CHMI_1048	Malše	Roudné
CHMI_1134	Morava	Blatec
CHMI_3742	Moravská Dyje	Písečné
CHMI_1072	Mže	Plzeň - Roudná
CHMI_1161	Odra	Svinov
CHMI_3454	Ohře	Želina
CHMI_5407	Olše	Věřňovice
CHMI_1026	Orlice	Nepasice
CHMI_1152	Ostravice	Ostrava
CHMI_1126	Ploučnice	Březiny
CHMI_1062	Sázava	Zruč n. Sázavou
CHMI_1041	Vltava	Břeží
CHMI_1042	Vltava	Hluboká n. Vltavou
CHMI_1044	Vltava	Vrané n. Vltavou
CHMI_4200	Želivka	Poříčí

**Obrázek 1.** Pasivní vzorkovač POCIS a ochranný koš

HRMS. Pesticidní POCIS je používán pro monitoring širokého spektra látek, a to i látek méně polárních s K_{ow} vyšším než 3, naproti tomu farmaceutický POCIS je používán pro monitoring vysoce polárních látek, například léčiv.

Výsledky a diskuse

150 látek (48% stanovovaných) bylo nalezeno ve vzorcích (grafy 1a-1c), přičemž 27 látek bylo nalezeno ve všech lokalitách (léčiva, prostředky personální péče, pesticidy, kofein, metabolit nikotinu), dalších 39 látek (léčiva, prostředky personální péče, pesticidy) bylo nalezeno ve 33 (75%) lokalitách. Jedna fluorovaná látka (PFOA) se vyskytla ve 30 (68%) lokalitách, zatímco jedna nelegální droga (methamphetamine) se vyskytla ve 27 (61%) lokalitách. Počty nalezených látek v jednotlivých vzorcích pesticidních a farmaceutických vzorkovačů jsou

uvedeny v tabulkách 2 a 3. Na jedné lokalitě (Dyje-Jevišovka) bylo nalezeno až 111 sledovaných látek najednou.

Koncentrace jednotlivých látek se pohybovaly v rozmezí nanogramů až tisíců nanogramů na vzorkovač. Látky vyskytující se v nejvyšších koncentracích (> 1000 ng/vzorkovač) byly: PBSA (UV filtr), kofein, DEET (repellent), imidacloprid (insekticid), terbythylazine, diuron, metolachlor (herbicide), telmisartan (lék na vysoký tlak) a tramadol (analgetikum). Dalších 30 sledovaných látek (atrazine, atrazine-2-hydroxy, acetochlor ESA, acetochlor OA, alachlor ESA, alfuzosin, atenolol, bisphenol A, carbamazepine, carbendazim, chloridazon, chlorotoluron, cotinine, dichlorprop, dimethomorph, fexofenadine, ibuprofen, irbesartan, isoproturon, mecoprop, metazachlor, metazachlor OA, metolachlor ESA, sotalol, sulfapyridine, tebuconazole, terbuthylazine-desethyl, terbuthylazine-hydroxy, terbutryn,

Tabulka 2. Počty látek nalezených v jednotlivých vzorcích pesticidních vzorkovačů

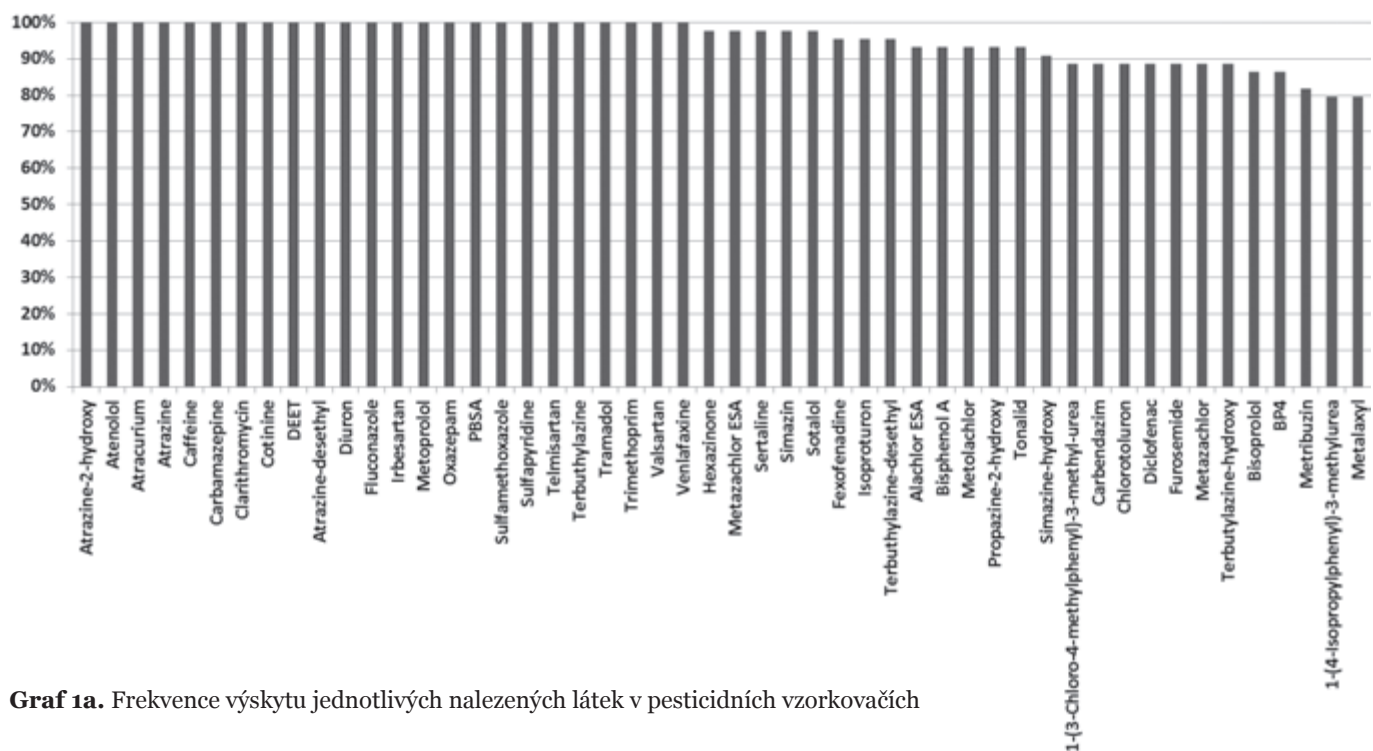
Vzorek	Počet nalezených látek	% nalezených látek
Dyje-Jevišovka	111	35.8%
Labe-Litoměřice/Křešice	107	34.5%
Odra-Svinov	104	33.5%
Cidlina-Sány	103	33.2%
Dyje-Jevišovka	99	31.9%
Olše-Věřňovice	99	31.9%
Berounka-Bukovec	97	31.3%
Morava-Blatec	94	30.3%
Cidlina-Sány	93	30.0%
Ohře-Želina	88	28.4%
Ostravice-Ostrava	86	27.7%
Odra-Svinov	85	27.4%
Ostravice-Ostrava	83	26.8%
Labe-Litoměřice/Křešice	81	26.1%
Moravská Dyje-Písečné	80	25.8%
Ploučnice-Březiny	80	25.8%
Sázava-Zruč n. Sázavou	80	25.8%
Berounka-Bukovec	77	24.8%
Morava-Blatec	77	24.8%
Ploučnice-Březiny	74	23.9%
Vltava-Hluboká n. Vltavou	74	23.9%
Olše-Věřňovice	73	23.5%
Želivka-Poříčí	73	23.5%
Labe-Hradec Králové	72	23.2%
Moravská Dyje-Písečné	71	22.9%
Sázava-Zruč n. Sázavou	69	22.3%
Dyje-Podhradí	68	21.9%
Mže-Plzeň/Roudná	67	21.6%
Ohře-Želina	66	21.3%
Orlice-Nepasice	66	21.3%
Vltava-Vrané n. Vltavou	66	21.3%
Lužnice-Veselí n. Lužnicí	64	20.6%
Orlice-Nepasice	63	20.3%
Vltava-Vrané n. Vltavou	63	20.3%
Želivka-Poříčí	63	20.3%
Dyje-Podhradí	60	19.4%
Vltava-Hluboká n. Vltavou	60	19.4%
Malše-Roudné	58	18.7%
Lužnice-Veselí n. Lužnicí	56	18.1%
Mže-Plzeň/Roudná	54	17.4%
Labe-Hradec Králové	53	17.1%
Malše-Roudné	52	16.8%
Vltava-Břeží	51	16.5%
Vltava-Břeží	41	13.2%

thiamethoxam) dosahovalo maximálních koncentrací v rozmezí 100-1000 ng/vzorkovač. Většina sledovaných pesticidů a jejich metabolitů i prostředků personální péče (UV filtry, repelent, mošusová látka) byla v pasivních vzorkovačích nalezena, z léčiv byly potvrzen výskyty u 51 látek, v tocích bylo identifikováno 5 nelegálních drog a jejich metabolitů a téměř polovina

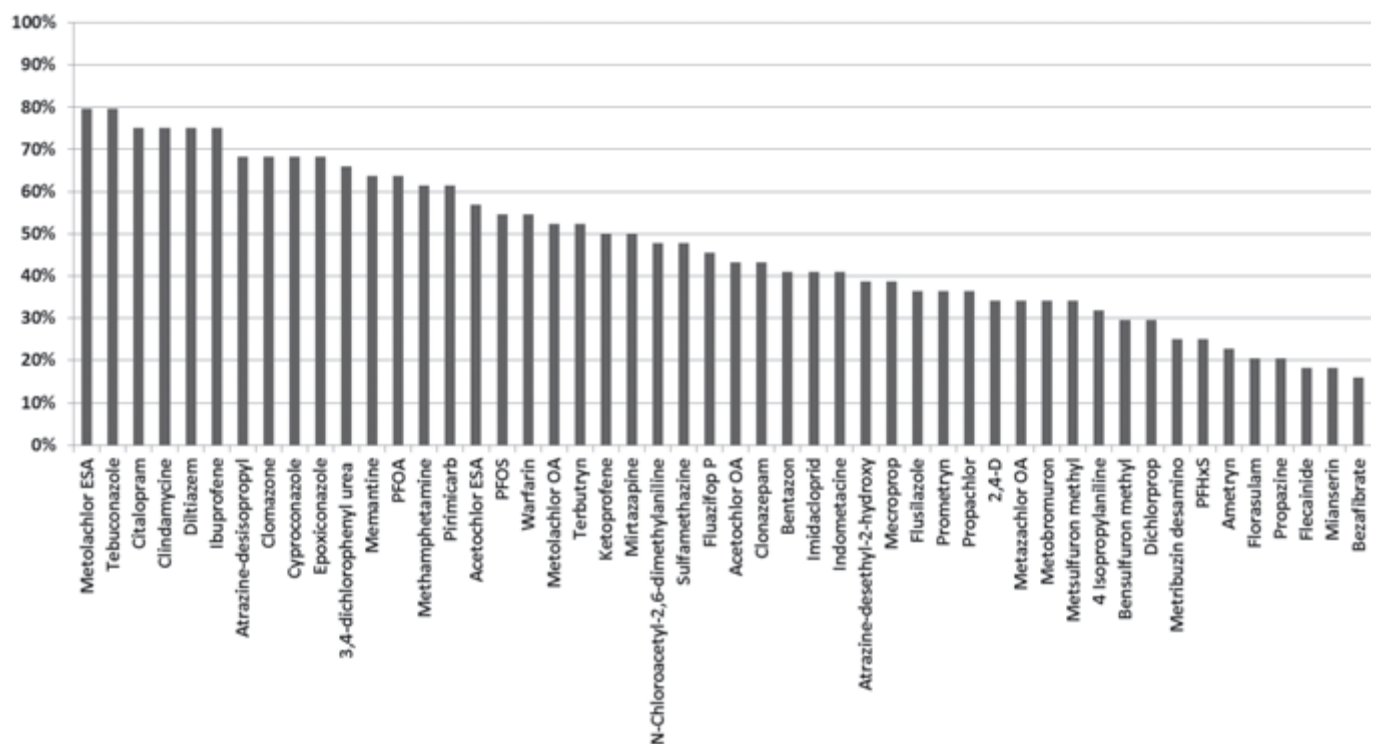
sledovaných fluorovaných látek (graf 2). Ze sledovaných toků byly největší počty látek (> 90) a zároveň nejvyšší sumární koncentrace (> 3000 ng/l) zjištěny v Odře (Svinov), Olši (Věřňovice), Dyji (Jevišovka), Cidlině (Sány), Labi (Litoměřice), Moravě (Blatec), Berounce (Bukovec) a Ostravici (Ostrava) viz obrázek 2.

Tabulka 3. Počty látek nalezených v jednotlivých vzorcích farmaceutických vzorkovačů

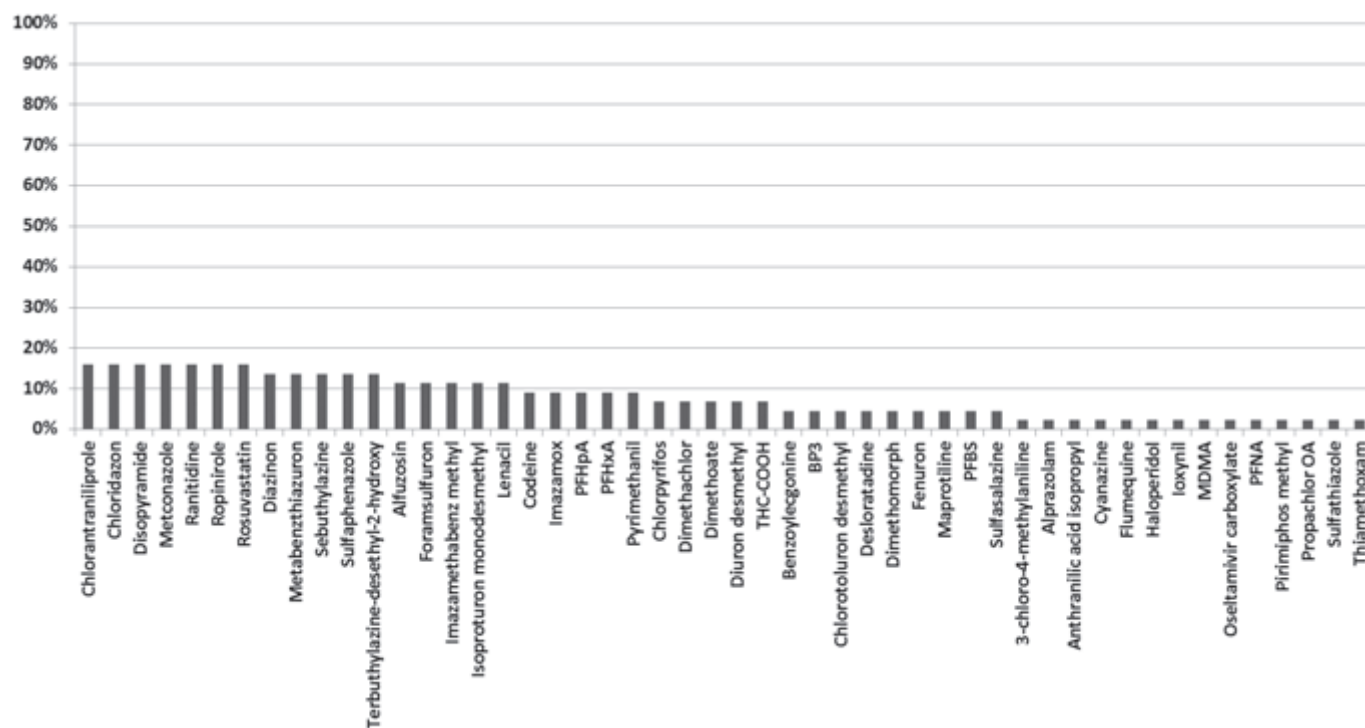
Vzorek	Počet nalezených látek	% nalezených látek
Berounka-Bukovec	91	34.3%
Dyje-Jevisovka	89	33.6%
Labe-Litoměřice/Křešice	87	32.8%
Odra-Svinov	85	32.1%
Sázava-Zruč n. Sázavou	82	30.9%
Olše-Věřňovice	81	30.6%
Odra-Svinov	80	30.2%
Dyje-Jevisovka	78	29.4%
Cidlina-Sány	77	29.1%
Moravská Dyje-Písečné	75	28.3%
Ostravice-Ostrava	74	27.9%
Olše-Věřňovice	72	27.2%
Lužnice-Veselí n. Lužnicí	72	27.2%
Ostravice-Ostrava	70	26.4%
Labe-Litoměřice/Křešice	69	26.0%
Ohře-Želina	69	26.0%
Morava-Blatec	68	25.7%
Cidlina-Sány	61	23.0%
Morava-Blatec	60	22.6%
Vltava-Hluboká n. Vltavou	60	22.6%
Jizera-Předměřice	59	22.3%
Labe-Hradec Králové	59	22.3%
Želivka-Poříčí	59	22.3%
Dyje-Podhradí	58	21.9%
Orlice-Nepasice	58	21.9%
Malše-Roudné	57	21.5%
Moravská Dyje-Písečné	57	21.5%
Ploučnice-Březiny	56	21.1%
Vltava-Vrané n. Vltavou	56	21.1%
Mže-Plzeň/Roudná	54	20.4%
Vltava-Břeží	54	20.4%
Berounka-Bukovec	49	18.5%
Dyje-Podhradí	49	18.5%
Vltava-Vrané n. Vltavou	49	18.5%
Mže-Plzeň/Roudná	47	17.7%
Orlice-Nepasice	44	16.6%
Ploučnice-Březiny	44	16.6%
Vltava-Břeží	40	15.1%
Želivka-Poříčí	40	15.1%
Labe-Hradec Králové	39	14.7%
Sázava-Zruč n. Sázavou	38	14.3%
Vltava-Hluboká n. Vltavou	37	14.0%
Malše-Roudné	33	12.5%
Lužnice-Veselí n. Lužnicí	30	11.3%



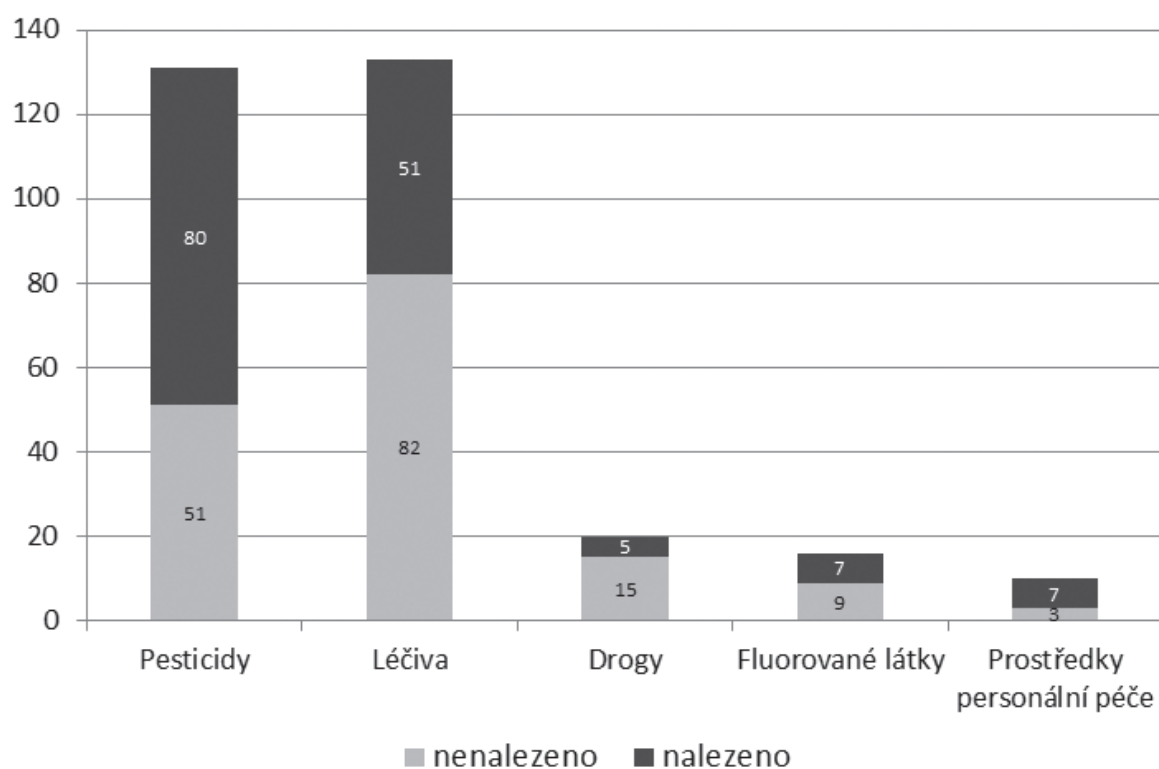
Graf 1a. Frekvence výskytu jednotlivých nalezených látek v pesticidních vzorkovačích



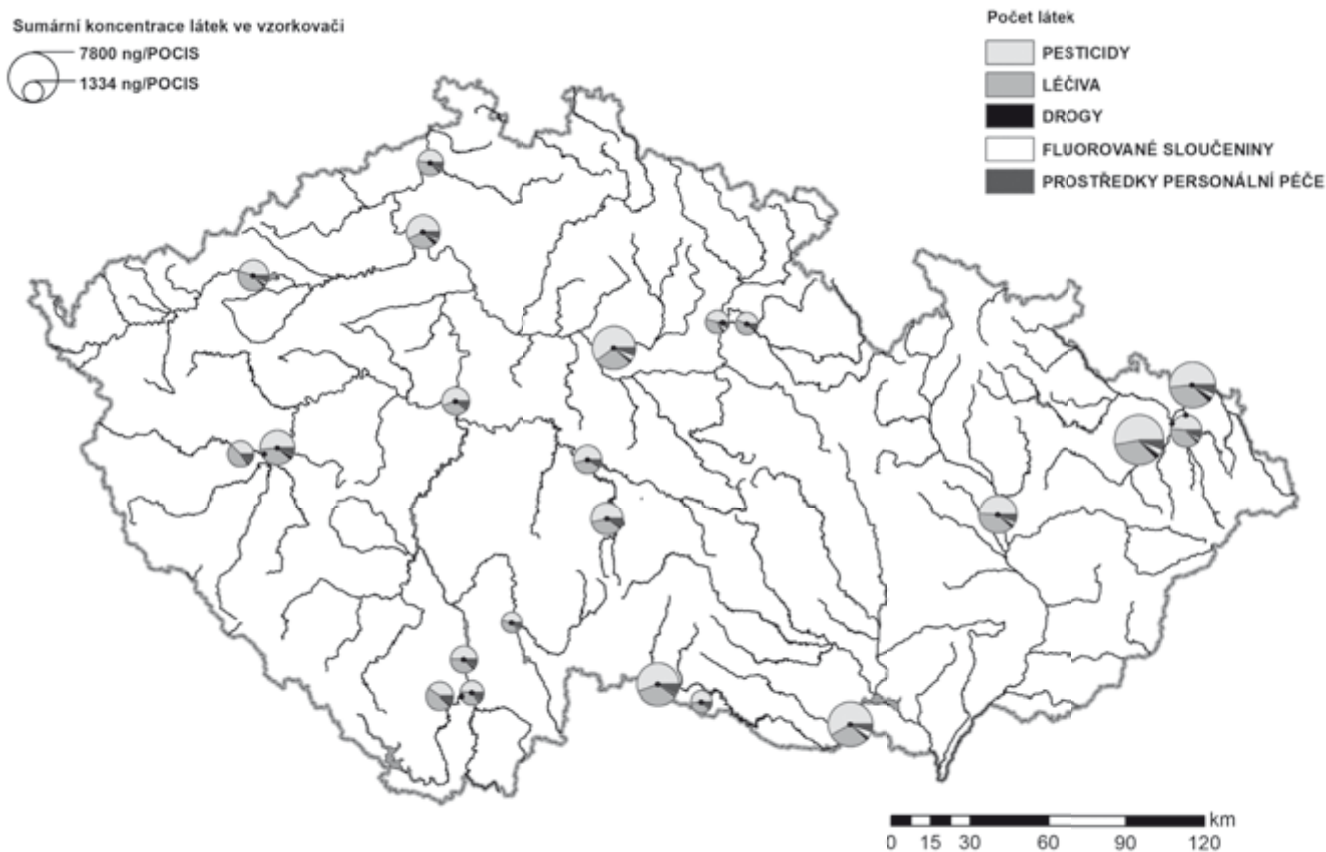
Graf 1b. Frekvence výskytu jednotlivých nalezených látek v pesticidních vzorkovačích



Graf 1c. Frekvence výskytu jednotlivých nalezených látek v pesticidních vzorkovacích



Graf 2. Počty látek v jednotlivých skupinách nalezených v pesticidních vzorkovacích



Obrázek 2. Výskyt skupin sledovaných látek v pesticidních vzorkovačích na jednotlivých lokalitách

Závěr

Screening pomocí pasivních vzorkovačů prokázal výskyt širokého spektra látek, jež byly v ČR zjištěny předchozím monitoringem (zejména pesticidy a jejich metabolity, vybraná léčiva a fluorované látky), ale i řady látek, které nebyly dosud v tocích ČR rutinně monitorovány (UV filtry, léčiva, drogy) a které mohou vzhledem k říčnímu kontinuu negativně ovlivnit kvalitu vod i ve vodárenských nádržích.

Literatura

- [1] ALVAREZ, D. A., HUCKINS, J. N., PETTY, J. D., JONES-LEPP, T., STUER-LAURIDSEN, F., GETTING, D. T., et al. *Chapter 8 Tool for monitoring hydrophilic contaminants in water: polar organic chemical integrative sampler (POCIS)*. In: Greenwood, R., Mills, G., Vrana, B. (eds). *Passive sampling techniques in environmental monitoring*, Comprehensive analytical chemistry, 2007, pp. 171–197. ISBN 978-0-444-52225-2

MŮŽE SLOŽENÍ RYBÍ OBSÁDKY OVLIVNIT ZDRAVOTNÍ STAV RYB VE VODÁRENSKÝCH NÁDRŽÍCH?

Eva Jelínková¹, Ivo Krechler², Stanislav Navrátil¹, Zdeňka Marková¹, Miroslava Palíková¹

¹Veterinární a farmaceutická univerzita Brno, Ústav ekologie a chorob zvířet, ryb a včel, Palackého tř. 1/3, 612 42 Brno, tel. +420 776 643 122, H15003@vfu.cz

²Povodí Moravy, s.p., Dřevařská 11, 602 00 Brno, tel. +420 607 925 189, krechler@pmo.cz

Abstrakt

Cílem práce bylo vyhodnotit vývoj ergasilózy ryb ve 13 vodárenských nádržích, a to na základě výsledků vyšetření ryb v těchto nádržích v letech 1997-2014. Odlovy pomocí elektrického agregátu a tenat bylo celkem z vodárenských nádrží získáno 1044 kusů ryb 16 druhů. Každá vodárenská nádrž je jedinečným ekosystémem a nedochází zde ke stejnému sezónnímu vývoji ergasilózy. Rozdíly pravděpodobně souvisí s rozvojem zooplanktonu, na jehož formování má vliv rybí obsádka daných nádrží. Jelikož naupliová a kopepoditová stadia členovců jsou součástí zooplanktonu, mělo by jich tedy být více v nádržích s nižším predančním tlakem na zooplankton, tj. tam, kde je více dravých ryb, které zooplanktonofágní ryby potlačí. V tomto smyslu je účelová rybí obsádka vhodná pro udržení lepší kvality vody, nicméně zde může docházet k prudšímu rozvoji ergasilózy.

Klíčová slova: ergasilóza ryb; zooplankton; vodárenská nádrž; predanční tlak ryb.

Abstract

The objective of the work was to evaluate development of ergasilosis in fish in 13 water reservoirs, and based on results of fish examination in those water reservoirs in 1997-2014. In total, 1044 pieces of 16 fish species were obtained from water reservoirs using electric aggregates and nets. Every water reservoir is a unique ecosystem and its seasonal development of ergasilosis is specific. Differences are probably associated with the growth of zooplankton which is affected by fish stocking in the given water reservoirs. As zooplankton includes nauplius and copepodite stages of arthropods there should be more of it in the water reservoirs with a lower predatory pressure on zooplankton, i.e. in those bodies with more carnivorous fish that suppress zooplanktonophagous fish. In this respect, fish stock is functional to maintain better quality of water; nevertheless even in this case ergasilosis can develop rapidly.

Keywords: ergasilosis in fish; zooplankton; water reservoir; predatory pressure of fish.

Úvod

Na zlepšování kvality pitné vody se mohou podílet účelové rybí obsádky v dobrém zdravotním stavu [6]. Ve vodárenských nádržích (VN) Povodí Moravy se pravidelně provádí ichtyologický monitoring s cílem sledování zdravotního stavu rybích obsádek. Na základě dlouholetého sledování bylo zjištěno, že velmi častou parazitózou ryb ve VN Povodí Moravy je ergasilóza. Původcem tohoto onemocnění je členovec, chlopek obecný (*Ergasilus sie-*

boldi), který napadá žábry ryb. Silně napadené ryby špatně rostou a nemohou tak již dobře plnit svoji funkci v účelové obsádce [7].

Zooplankton je nedílnou součástí vodního ekosystému. Společenstvo zooplanktonu v našich podmínkách tvoří tři hlavní skupiny organismů: vířníci (Rotifera), perloočky (Cladocera) a klanonožci (Copepoda) [4]. Během roku dochází ke změnám v druhovém složení planktonu i v jeho kvantitě. Na sezónní dynamiku zooplanktonu mají největší vliv sezónní změny abiotických a biotických faktorů, trofie nádrže a především vyžírání tlak ryb [2]. Tyto změny se realizují v rámci každoročně opakujícího se cyklu [11]. Pro tento pravidelný cyklus byl sestaven tzv. PEG-model (Plankton Ecology Group model), který slouží jako standard pro vysvětlení sezónních změn v kvalitativním a kvantitativním složení planktonu [11; 12].

Součástí zooplanktonu jsou i naupliová a kopepoditová stadia parazita *E. sieboldi*. Tělo parazita je hruškovitého tvaru a dorůstá velikosti až 1,7 mm. U pohlavně zralých samic lze pozorovat po stranách zadní části těla dva podlouhlé vaječné vaky, ve kterých probíhá embryonální vývoj parazita. Přes šest naupliových a pět kopepoditových stádií se vyvíjí pohlavně zralí korýši. Samci po kopulaci hynou, oplozené samičky přecházejí na parazitický způsob života převážně na žábách ryb, kde se živí epitelem a krví. Délka jejich života je až jeden rok. Vnímavé jsou různé druhy ryb. Průběh onemocnění ergasilózou bývá zpravidla chronický. Existuje zde potenciální nebezpečí výrazného zhoršení zdravotního stavu napadených ryb či dokonce jejich úhynu, a to zejména v letních měsících při nižších koncentracích kyslíku ve vodě [7]. Rozvoj ergasilózy začíná obvykle v dubnu a trvá do listopadu. U dospělých samic, které přezimovaly přichycené na žábách ryb, indukují zvyšující se teplota vody produkci první generace potomků [13]. Udává se, že během roku se mohou vyvinout až tři generace tohoto parazita. Ve střední Evropě obvykle první jarní generace pohlavně dospívá v polovině června. Druhá generace se objevuje od poloviny srpna do poloviny září. Někdy vzniká i třetí generace do konce sezóny [8]. V průběhu sezóny dochází ke změnám abundance parazita, především v závislosti na rozvoji zooplanktonu. Složení zooplanktonu je ovlivňováno predančním tlakem ryb. Více vývojových stádií parazita bude v nádržích s nižším predančním tlakem na zooplankton, tj. tam, kde je více dravých ryb, které zooplanktonofágní ryby potlačí [7]. Podle vědeckých studií abundance parazita vzrůstá obvykle na jaře a na podzim [8; 13].



Obrázek 1. *Ergasilus sieboldi*

Materiál a metody

Reprezentativní vzorky obsádek daných nádrží zajišťuje Povodí Moravy s.p., pod jehož správou všech 13 VN spadá. Jedná se o VN Bojkovice, Boskovice, Fryšták, Hubenov, Karolinka, Koryčany, Landštejn, Ludkovice, Mostiště, Nová Říše, Opatovice, Slušovice a Vír. Odlovy jsou prováděny pomocí elektrického agregátu a tenatových sítí, a to na základě příslušné metodiky [3]. Parazitologické vyšetření ryb je prováděno ve spolupráci s VFU Brno, Ústavem ekologie a chorob zvěře, ryb a včel. Metodika laboratorního vyšetření vychází ze standardních postupů uvedených v publikacích věnovaných diagnostice ryb, kdy je ryba nejprve usmrčena, zvážena a změřena, následuje odběr šupin pro určení věku ryby, dále se pod lupou počítají chloupci na všech čtyřech párech žaberních oblouků a na závěr se otevře tělní dutina ryby a určí se její pohlaví [1; 5; 10]. Výsledky vyšetření jsou vyhodnoceny pomocí epidemiologických charakteristik jako intenzita infekce, abundance a prevalence. Podkladem pro zpracování výsledků jsou Výroční zprávy o zdravotním stavu ryb ve vodárenských nádržích Povodí Moravy, s.p., které jsou k dispozici u autorů příspěvku. Odběr vzorků zooplanktonu zajišťují pracovníci z oddělení Hydrobiologie Povodí Moravy, s.p. a vzorky jsou následně zpracovány v laboratorii oddělení Hydrobiologie Povodí Moravy, s.p. dle příslušné metodiky [9].

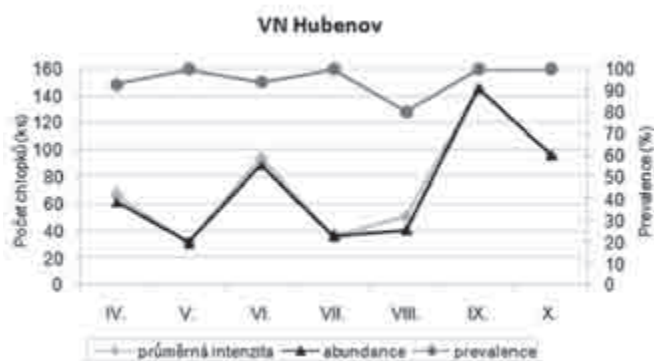
Výsledky a diskuze

Celkem bylo v letech 1997-2014 odloveno 1044 kusů ryb 16 druhů. Nejvyšší hodnoty intenzity infekce a abundance ze sledovaných 13 nádrží PM byly zaznamenány ve VN Karolinka. V posledních třech letech však došlo k jejich výraznému snížení. Původně měla tato nádrž salmonidní charakter, následně převládali tlouští, ti ustoupili a místo nich se v posledních letech vyskytují plotice, oukleje, ale i dravci jako štika obecná (*Esox lucius*) a candát obecný (*Sander lucioperca*). Celkově má však nádrž malou biomasu ryb. Z odlovených druhů ryb na této nádrži byl nejvíce infikován sumec velký (*Silurus glanis*), na jehož zábrách bylo nalezeno až 1400 ks *E. sieboldi*. Vysoký vzrůst hodnot intenzity infekce byl zaznamenán ve VN Hubenov a VN Opatovice. Na obou nádržích početně převažují dravé ryby (hlavně boleni, sumci o hmotnosti 2 - 4 kg) nad planktonofágními rybami. VN Mostiště, Vír a Koryčany jsou nádrže ve kterých je výskyt *E. sieboldi* je stabilizovaný, v nižších počtech. Je zajímavé, že v těchto nádržích funguje účelová rybí obsádka, tedy je zde více dravců, stejně jako ve VN Hubenov či Opatovice, ale na rozdíl od těchto dvou nádrží je zde daleko větší druhová biodiverzita a také největší biomasa ze všech zmiňovaných nádrží a dochází zde k přirozené přírodní regulaci. Navíc, ve VN Koryčany v podzimních měsících je snížená hladina vody, dochází k zarůstání břehových partií, které jsou však na jaře zatopeny, čili jsou zde vhodné podmínky pro výtěr, úkryty pro plůdek a dochází k tomu, že drobná ryba zde tlumí zooplankton. Nejnížší hodnoty intenzity infekce a abundance byly zaznamenány ve VN Ludkovice. Prevalence tohoto onemocnění se v nádržích pohybovala většinou v rozmezí 50 - 100%.

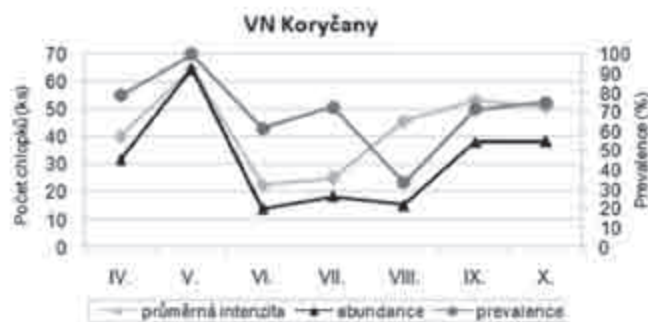
E. sieboldi byl zaznamenán u všech 16 druhů odlovených ryb. Nejčastěji bývají vysokými intenzitami infekce napadeni cejni, velmi vysoké intenzity infekce byly zaznamenány u jelic a sumců. Vyšší intenzita napadení je také u štik a bolenů. Naopak nejnížší výskyt *E. sieboldi* v letech 1997 - 2014 byl zaznamenán u úhoře říčního (*Anguilla anguilla*), a také u hrouzka obecného (*Gobio gobio*). Sporadicky se parazit vyskytuje rovněž u kapra obecného (*Cyprinus carpio*) a cejnka malého (*Blicca bjoerkna*).

Rozvoj choroby byl dále detailněji sledován ve VN Hubenov

a Koryčany v závislosti na rozvoji zooplanktonu. Celkem bylo v rámci 7 odlovů z každé VN odloveno 189 kusů ryb 10 druhů. Odlovy probíhaly v měsíčních intervalech od dubna do října 2014. Ve VN Hubenov byly nejvyšší hodnoty intenzity infekce a abundance zaznamenány v červnu a v září. Vzrůst hodnot v červnu pravděpodobně ukazuje na atak 1. generací parazita, v září 2. generací parazita. Ve VN Koryčany byly nejvyšší hodnoty zaznamenány již v květnu, což lze pravděpodobně dávat do souvislosti s vyšší teplotou vody v této VN, vývoj zde bude probíhat rychleji. V září a říjnu opět dochází k nárůstu hodnot, což by mohlo ukazovat na 2. generaci parazita. V obou VN dochází k poklesu těchto hodnot v červenci a srpnu. Prevalence se pohybovala v rozmezí 33,3 - 100 %. Nejvyšší intenzity infekce byly zaznamenány u bolena dravého (*Aspius aspius*) a štiky obecné (*Esox lucius*). Celkově dosahují epidemiologické charakteristiky vyšších hodnot ve VN Hubenov. Z každé VN bylo provedeno rovněž 7 odběrů vzorků pelagiálního zooplanktonu v měsíčních intervalech duben až říjen 2014. Ve VN Hubenov dosahovaly počty jedinců v 1 m³ vody nejvyššího vrcholu v květnu, další dva nižší vrcholy následovaly v červenci a září. Ve VN Koryčany dosáhly počty jedinců v 1 m³ vrcholů v květnu a září.



Graf 1. Průměrná intenzita a abundance *E. sieboldi* (ks) a jeho prevalence (%) ve VN Hubenov v období od dubna do října 2014



Graf 2. Průměrná intenzita a abundance *E. sieboldi* (ks) a jeho prevalence (%) ve VN Koryčany v období od dubna do října 2014

Lze konstatovat, že každá VN je jedinečným ekosystémem a nedochází zde ke stejnému sezónnímu vývoji ergasilózy. Rozdíly pravděpodobně souvisí s rozvojem zooplanktonu, na jehož formování má zásadní vliv rybí obsádka daných nádrží. Ve VN Hubenov početně převažují dravé druhy ryb, které potlačují ryby zooplanktonofágní, což vede k vyššímu výskytu ergasilózy. Ve VN Koryčany je situace z hlediska výskytu ergasilózy poměrně stabilizovaná. Rozdíly hodnot také mohou souviset s rozdílnou teplotou vody v nádržích, kdy vyšší teplota ve VN Koryčany urychluje vývoj parazita. Terapie je ve VN vzhledem k jejich

účelu prakticky nemožná. Lze však provádět některá preventivní opatření. Například zajištění pestřejší druhové diverzity by mohlo vést ke stabilizaci výskytu *E. sieboldi*.

Závěr

Celkově lze říci, že se *E. sieboldi* vyskytuje oproti jiným parazitům ryb v poměrně vysokých intenzitách a jeho výskyt by se měl i nadále monitorovat. Rozdíly v sezónním vývoji ergasilózy pravděpodobně souvisí s rozvojem zooplanktonu, na jehož formování má zásadní vliv rybí obsádka daných nádrží. Jelikož naupliová a kopepoditová stadia členovců jsou součástí zooplanktonu, mělo by jich tedy být více v nádržích s nižším predančním tlakem na zooplankton, tj. tam, kde je více dravých ryb, které zooplanktonofágní ryby potlačí. V tomto smyslu je tedy účelová rybí obsádka vhodná pro udržení lepší kvality vody, nicméně zde může docházet k prudšímu rozvoji ergasilózy. Rozdíly ale také mohou souviset s dalšími biotickými a abiotickými faktory, např. s rozdílnou teplotou vody v nádržích, kdy vyšší teplota urychluje vývoj parazita.

Poděkování

Poděkování patří pracovníkům Povodí Moravy, s.p. za zajištění reprezentativních vzorků ryb a zooplanktonu.

Literatura

[1] ERGENS, R., LOM, J. *Původci parazitárních nemocí ryb*. 1. vyd. Praha: Academia, 1970, 359 s.

- [2] HARTMAN, P. a kol. *Hydrobiologie*. 3. vyd. Praha: Informatorium, 2005. 359 s. ISBN 80-7333-046-6.
- [3] KUBEČKA, J., PRCHALOVÁ, M. *Metodika odlovu a zpracování vzorků ryb stojatých vod*. Praha: VÚV TGM, 2006, 22 s.
- [4] LELLÁK, J., KUBÍČEK, F. *Hydrobiologie*. 1. vyd. Praha: Karolinum, 1992. 257 s. ISBN 80-7066-530-0.
- [5] LUCKÝ, Z. *Metodické návody k diagnostice nemocí ryb*. 4. vyd. Praha: SPN, 1982, 150 s.
- [6] LUSK, S. aj. Účelové rybí obsádky v úrodních nádržích. 1. vyd. Brno: Hydroprojekt, 1983, 109 s.
- [7] NAVRÁTIL, S. a kol. *Choroby ryb*. 1. vyd. Brno: VFU, 2000. 155 s. ISBN 80-8511-492-5.
- [8] PIASECKI, W. et al. Importance of Copepoda in Freshwater Aquaculture. *Zoological Studies*, 2004, vol. 43, no. 2, p. 193–205. Dostupné na Internetu: <http://zoolstud.sinica.edu.tw/Journals/43.2/193.pdf>. ISSN 1021-5506.
- [9] PŘIKRYL, I. *Metodika odběru a zpracování vzorků zooplanktonu stojatých vod*. Praha: VÚV TGM, 2006, 14 s.
- [10] SCHÄPERCLAUS et al, W. *Fischkrankheiten*. 4. vyd. Berlin: Akademie Verlag, 1979, 1089 s. ISBN 3-05-500190-7.
- [11] SOMMER, U. et al. Beyond the **Plankton Ecology Group (PEG) Model**: Mechanisms Driving **Plankton** Succession. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 2012, vol. 43, p. 429–448. Dostupné na Web of Science: <http://www.annualreviews.org/doi/abs/10.1146/annurev-e-colsys-110411-160251>. ISSN 1543-592X.
- [12] STRAILE, D. Zooplankton biomass dynamics in oligotrophic versus eutrophic conditions: a test of the PEG model. *Freshwater Biology*, 2015, vol. 60, p. 174–183. Dostupné na Web of Science: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/fwb.12484/epdf>. ISSN 1365-2427.
- [13] TILDESLEY, A.S. *Investigations into Ergasilus sieboldi (Nordmann 1832) (Copepoda: Poecilostomatoida), in a large reservoir rainbow trout fishery in the UK*. Stirling: University of Stirling, 2008. 284 p.

POSTEROVÁ SEKCE

INFILTRAČNÍ A PROTIEROZNÍ EFEKT VÝSEVKU RŮZNÝCH TRAVNÍCH SMĚSÍ NA HRÁZÍCH RYBNÍKŮ

Barbora Badalíková¹, Jaroslava Novotná¹, Tomáš Vymyslický¹, Jan Červinka²

¹Zemědělský výzkum, spol. s r.o., Zahradní 1, 664 41 Troubsko, tel. +420 547 138 821, badalikova@vupt.cz

²Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno, tel. +420 545 132 379, ceuzt@mendelu.cz

Abstrakt

Na třech odlišných stanovištích hrází rybníků byla sledována od roku 2012 infiltrační schopnost půdy u třech variant s různým složením travních směsí, a sice: 1. varianta – směs pro extenzivní sucho, 2. varianta – směs pro extenzivní zátěž, 3. Varianta – směs pro intenzivní vlhko. Dosavadní výsledky ukázaly nejlepší infiltrační schopnost půdy u varianty 1 na stanovištích s lehčí půdou a na stanovišti s těžší půdou u varianty 3. Travní směs pro extenzivní sucho byla zjištěna jako vhodnější pro vsak vody do půdy. Dále byla sledována v roce 2014 účinnost ozelenění hrází na jejich protierozní efekt. Bylo zjištěno, že pobřežní vegetace u všech variant a na všech třech stanovištích dostatečně ochránila půdu před erozními účinky a tím zadržela eutrofizaci povodí i přes trvalejší dešťové srážky od července do října. Jakýkoliv pokryv travní vegetací tedy zamezuje půdní erozi. Velikost eroze a infiltrační schopnost půdy na hrázích je dána různými faktory, k nimž patří např. homogenita půdy, její zrnitostní složení, typ hráze, složení biomasy pěstované na hrázi a její prokořenění, četnost sečení apod.

Klíčová slova: hráze rybníků; vsak vody; erozní účinky; travní směsi.

Abstract

The infiltration capacity of soil in pond dikes has been monitored in three different localities since 2012. There were altogether three experimental variants of monitored grass mixtures, viz. Variant 1 – a mixture for extremely dry conditions; Variant 2 – a mixture for extensive conditions and Variant 3 – a mixture for extremely wet conditions. Until now, the best infiltration capacity of soil was observed in Variant 1 in all localities, with lighter soil and in Variant 3 with heavier soil. It was also found out that the grass mixture for extensively dry conditions enabled more suitable infiltration of water into the soil. In 2014, the anti-erosion efficiency of grass mixtures was investigated as well. It was found out that the bank vegetation was able to protect soil sufficiently against erosion and to prevent the eutrophication of the catchment area in spite of longer periods of precipitation occurring within the period July – October. This means that any kind of grassland cover is able to prevent the occurrence of water erosion. The intensity of water erosion and the infiltration capacity of soil in pond dikes is influenced by various factors, e.g. by soil homogeneity, its texture, type of dike, composition of biomass cultivated on dikes, root system of this biomass, frequency of cuttings etc.

Keywords: fishpond dykes; infiltration; erosive effects; grass mixtures.

Úvod

Tělo hráze a podloží se obecně skládají z materiálů se širokým rozsahem velikostí zrn, vlastností a vrstevnatost půdy musí být přesně odhadnuta, aby bylo možno předpovídat mechanickou stabilitu a infiltraci vody břehů. Také je potřeba znát pevnost a obsah vody v půdě hráze. Tyto parametry jsou obvykle zjišťovány pomocí penetrometrických měření, vyvrtáním vzorků a jejich následným laboratorním testováním [1]. Také bylo zjištěno, že kořenový systém biomasy v horních vrstvách půdy zvyšuje utužení půdy a ve spodních vrstvách utužení snižuje [2]. Anderson et al. [4] po vytvoření a zprovoznění hráze rybníku zjistili, že deště způsobují její erozi, proto stabilizovali písečné svahy hrází osemem trav spolu s leguminózou. Také další autoři konstatují [5], že odolnost hrází vůči hydrodynamickým vlivům během dešťů je založena na funkční interakci pískového jádra, soudržné vrstvy a pokryvem drnu. Podle Zhan et al. [3] na zatrávněné ploše svahů došlo k výrazně vyšší infiltraci a zároveň ke snížení povrchového odtoku ve srovnání s neosetými plochami.

V příspěvku je hodnocen vsak vody do půdy v souvislosti protierozní ochrany různých travních směsí na hrázích rybníků na třech odlišných lokalitách.

Materiál a metody

Hodnocení hrází rybníků probíhalo od roku 2012 do roku 2014 na třech lokalitách: Soboňky u Hodonína – rybník Rohatec, Křižanov – Podhradský rybník a Stálkov u Slavonic – rybník Horní Šatlava. Všechny tři lokality se vyznačují ruderalizovaným porostem na březích rybníků, které nejsou efektivně obhospodařované a využíváné.

Hodnocené varianty s různými vysetými směskami:

Varianta 1 – směska pro extenzivní sucho – 20 % Jílek vytrvalý Ahoj, 40 % Kostřava červená Reverent, 23 % Kostřava ovčí Ridu, 15 % Lipnice luční Balin, 2 % Jetel plazivý Klement

Varianta 2 – směska pro extenzivní zátěž – 38 % Jílek vytrvalý Ahoj, 40 % Kostřava rákosovitá Asterix, 20 % Lipnice luční Balin, 2 % Jetel plazivý Klement

Varianta 3 – směska pro intenzivní vlhko – 32 % Meziřodový hybrid kostřavovitý typ Fojtan, 20 % Jílek vytrvalý Jonas, 25 % Bojínek luční Alma, 10 % Lipnice luční Balin, 10 % Jetel luční Suez, 3 % Jetel plazivý Jura

Charakteristika sledovaných lokalit:

Rybník Rohatec leží v teplé klimatické oblasti v oblasti Dolnomoravského úvalu. Okolí rybníka tvoří borové lesy, které byly vysázeny za účelem zpevnění vátých písků vyskytujících se v této oblasti. Břehy rybníka nejsou pravidelně koseny, pouze hráze a její koruna je pravidelně sečena. Rybník byl

založen okolo roku 1950. Zrnitostně se řadí zemina na této hrázi mezi písčité půdy.

Podhradský rybník leží v teplejší části Českomoravské vrchoviny. Okolí rybníka tvoří pole s intenzivní zemědělskou výrobou. Břehy rybníka nejsou pravidelně sečeny, je kosena pouze koruna hráze, kde vede polní cesta. Splach živin z okolních polí má za následek eutrofizaci rybníka a břehových porostů. Hráz rybníka je záhozová – balvanitá – s těsnicí maskou vyplněná hlínou a maznicí, která je zřízena ukládáním a hutněním jednotlivých vrstev zeminy. Hráz je stabilní, částečně průsaková. Rybník je zhruba 300 let starý. Zrnitostně se řadí zemina na této hrázi mezi hlinité-jílovitohlinité půdy.

Rybník Horní Šatlava leží v chladnější části Českomoravské vrchoviny na okraji oblasti zvané Česká Kanada. Okolí rybníka tvoří smíšené lesy, pole a chatová oblast. Hráz je sypaná (původně homogenní, dnes v některých částech s těsnicím jádrem kvůli opravám po činnosti ondatery a opravám celkově). Původní hráze je cca z roku 1604, oprava hráze proběhla v letech 2010 – 2011. Zrnitostně se řadí zemina na této hrázi mezi písčité-hlinitopísčité půdy.

U všech rybníků jde o antropogenní půdy uměle vzniklé lidskou činností.

Měření infiltrace bylo prováděno pomocí minidisku. Minidiskový infiltrometr umožňuje nastavit a po dobu měření udržovat mírný podtlak na jeho spodním okraji v rozsahu tlakových výšek -0.5 cm až -6 cm. Výsledkem měření je časová posloupnost zainfiltrovaných objemů vody. Měření bylo zaznamenáváno

každých 30 s po dobu minimálně 0,5 hod., a to ve třech opakováních, na začátku a na konci vegetace.

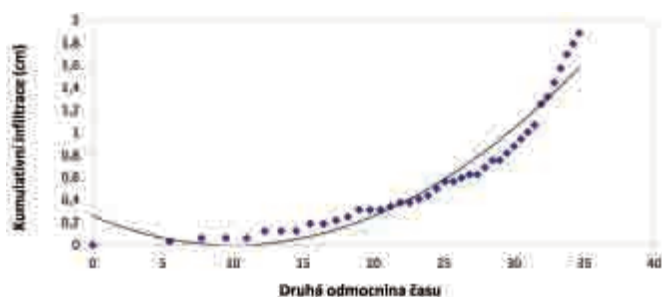
Sledování eroze půdy na hrázích – na každé variantě byl sledován smyv půdy zachytnými kapsami, které byly umístěny v dolní části hráze. Kapsy byly vyrobeny z pozinkovaného plechu, dovnitř kapes byla umístěna propustná netkaná textilie, která propouští vodu, ale ne zeminu.

Výsledky a diskuse

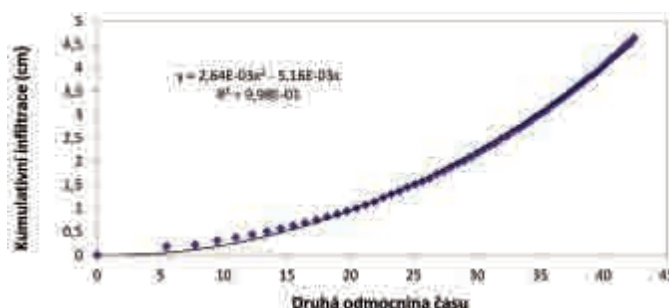
Infiltrační schopnost půdy představuje jeden z významných faktorů při ochraně půdy před vodní erozí. Nedostatečné infiltrační vlastnosti půdního povrchu omezují vsak vody do půdy, což v kombinaci s vysokou intenzitou dešťových srážek (nebo jejich delším trváním) může zapříčinit vznik povrchového odtoku a s ním spojené negativní erozní jevy.

Počáteční měření infiltrace v roce 2012 (grafy 1 – 3) ukazuje na vsakovací schopnost půdy na sledovaných lokalitách. Z měření infiltrace je patrná rozdílná charakteristika návozu a zrnitostní složení hrází. Nejlepší infiltrační schopnost byla zaznamenána na hrázi rybníku Rohatec (graf 1) a nejhorší na jílovité hrázi rybníku Podhradský (graf 2).

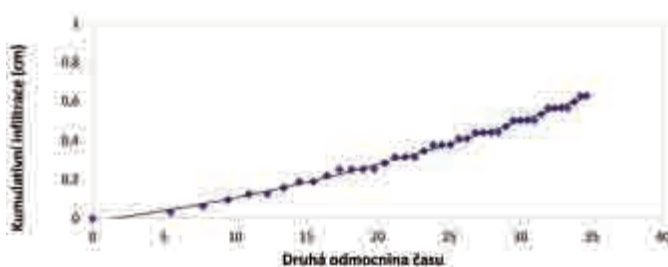
V roce 2013 byla měřena infiltrace již po založení variant s různými zasetými směsmi, a sice na začátku a na konci vegetace. Infiltrace se lišila dle půdních a klimatických podmínek hrází rybníků. Nejvyšší infiltrace byla zaznamenána na začátku vegetace na všech lokalitách. Na konci vegetace byly hráze na-



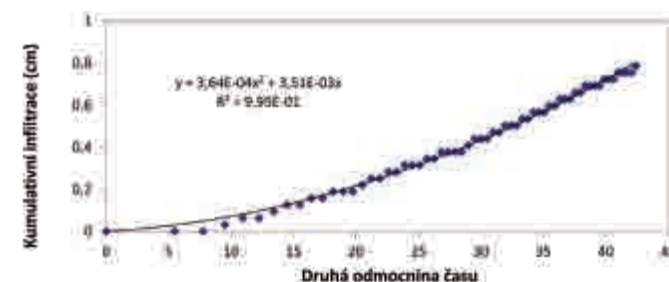
Graf 1. Infiltrace – podzim 2012, rybník Rohatec



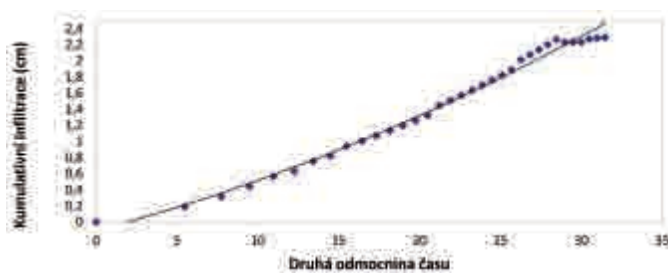
Graf 4. Infiltrace – konec vegetace 2013, rybník Horní Šatlava – var. 1



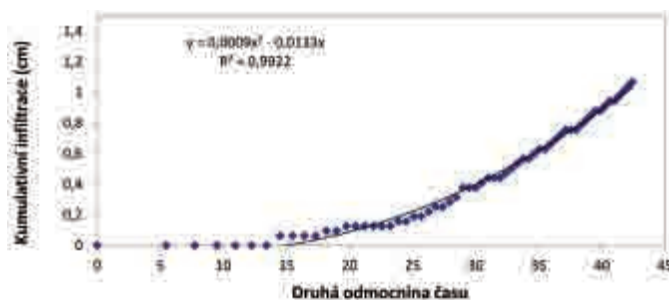
Graf 2. Infiltrace – podzim 2012, Podhradský rybník



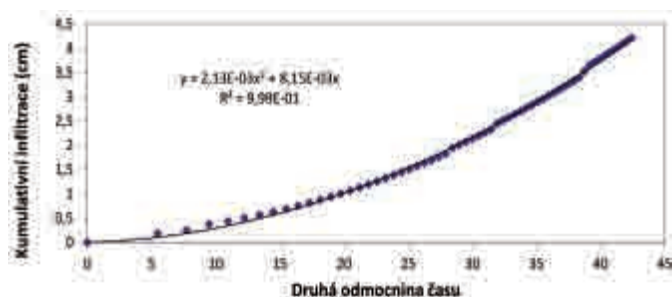
Graf 5. Infiltrace – konec vegetace 2013, Podhradský rybník – var. 1



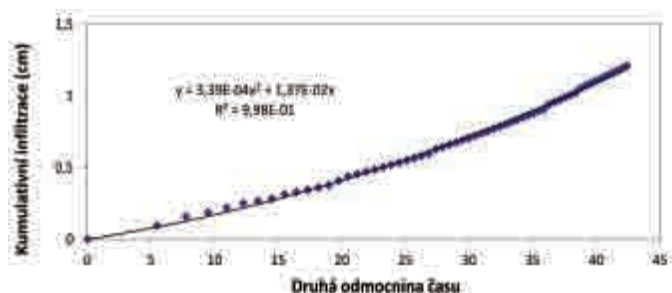
Graf 3. Infiltrace – podzim 2012, rybník Horní Šatlava



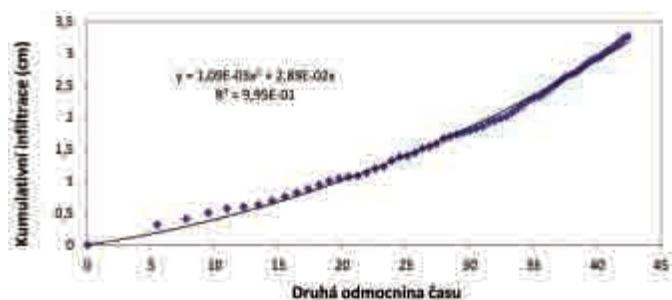
Graf 6. Infiltrace – konec vegetace 2013, rybník Rohatec – var. 1



Graf 7. Infiltrace – začátek vegetace 2014, rybník Rohatec – var. 3



Graf 8. Infiltrace – konec vegetace 2014, Podhradský rybník – var. 2



Graf 9. Infiltrace – konec vegetace 2014, rybník Horní Šatlava – var. 3

syceny vodou díky trvalejším deštům a proto i infiltrace byla nižší na všech lokalitách. Nejvyšší infiltrace byla zaznamenána na hrázi rybníku Horní Šatlava (graf 4) a nejnižší na rybníku Podhradský (graf 5), kde byla zjištěna nejutuženější půda na hrázi (viz charakteristika lokalit). Výsledky z lokality Rohatec ukázaly na konci vegetace také nižší infiltraci (graf 6). V průměru roku byla nejvyšší infiltrace u varianty 1 a nejnižší u varianty 3.

Rok 2014 byl však vody ovlivněn průběhem počasí v tomto roce, kdy byly zaznamenány vyšší dešťové srážky cca od července do pozdního podzimu. Na lokalitě rybníku Rohatec byl zaznamenán nejvyšší však vody na začátku vegetace u varianty 3 (graf 7) a na konci vegetace u varianty 1. Na hrázi rybníku Podhradský se projeví již zmíněné časté dešťové srážky zvláště na konci vegetačního období. Nejvyšší infiltrace na začátku vegetace i na konci vegetace byla zjištěna u varianty 3, nejnižší pak u varianty 2 (graf 8). Na lokalitě Horní Šatlava byl zjištěn nejvyšší však vody na začátku vegetace u varianty 1 a na konci vegetace u varianty 3 (graf 9). Nejnižší však vody byl zjištěn u varianty 2.

Ochranný protierozní účinek travních porostů spočívá v útlumu kinetické energie dešťových kapek dopadajících na půdní povrch, mechanickém zpevnění půdy přechodovou částí mezi nadzemní biomasou a kořenovým systémem – drnem a zvýšení odolnosti proti vymílání vodou, zachycení podílu srážkové vody aktivním povrchem rostliny a zvýšení zasakovací schopnosti půdního povrchu [6].

Sledování erozní účinnosti vysetých travních směsí bylo sledováno v roce 2014. Bylo zjištěno, že travní porosty na svahu, resp. hrázích, zlepšují půdní strukturu, zvyšují pórovitost, čímž zlepšují retenční schopnost a následně snižují utužení půdy. Kromě toho, neutužené, humózní a strukturní půdy travních porostů mají vysokou infiltrační schopnost. Tento efekt se uplatňuje zejména na svažitých pozemcích, kde trvalé travní porosty zvyšují retenční schopnost půdy, zvláště při přívalových a dlouhotrvajících deštích. Na všech sledovaných lokalitách nebyla zjištěna žádná eroze půdy v důsledku dobře zapojeného travního pokryvu hráze. Ukázka erozní záchytné kapsy je zobrazena na obrázku 1.



Obrázek 1. Záchytná kapsa pro smyv půdy (Foto Badalíková)

Závěr

Ze získaných výsledků bylo zjištěno, že směs pro extenzivní sucho (var. 1) podporovala vyšší infiltraci do půdy na sušších lokalitách s lehčím zrnitostním složením hrází, kdežto na vlhčím stanovišti byla vyšší infiltrace u směsky pro intenzivní vlhko (var. 3). Pokud došlo vlivem vyšší srážkové činnosti k vyšší nasycenosti půdy vodou, pak docházelo k nižší infiltraci na všech hrázích.

Co se týče vlivu ozelenění hrází na jejich protierozní efekt, nebyl zjištěn žádný erozní smyv půdy na žádné lokalitě i přes trvalejší dešťové srážky v průběhu vegetace v roce 2014. Je tedy patrné, že jakýkoliv pokryv travní vegetací je důležitý pro zamezení erozního smyvu na hrázích.

Poděkování

Příspěvek vznikl s podporou MZe ČR projektu č. QJ1220029 „Zakládání a údržba porostů hrází rybníků s ohledem na jejich využití“ v rámci programu Komplexní udržitelné systémy v zemědělství „KUS“.

Literatura

- [1] GLIŃSKI, J., LIPIEC, J. 1990. *Soil Physical Conditions and Plant Roots*. CRC Press, Boca Raton, FL, USA, 250 pp. ISBN 0-8493-6498-1.
- [2] TAKASHI T., YAMAMOTO T. 2010. *An attempt at soil profiling on a river embankment using geophysical data*. Exploration Geophysics, 41 (1): 102-108. ISSN 0812-3985.
- [3] ZHAN T. L. T., NG C. W. W., FREDLUND D. G.: Field study of rainfall infiltration into a grassed unsaturated expansive soil slope. Canadian Geotechnical Journal, 2007, 44 (4): 392-408, 10.1139/t07-001
- [4] ANDERSON, H. B., WELLS, P. S., & COX, L.: Pond 1: closure of the first oil sands tailings pond. British Columbia Mine Reclamation, Symposium 2010.
- [5] POHL C., VAVRINA L.: Stability evaluation of dikes along the North-sea at wave overtopping. Chinese-German Joint Symposium on Hydraulic and Ocean Engineering, 2008, 83-87.
- [6] Suchoň: *Travní porosty – součást opevnění vodního díla* [online]. 21. 1. 2013, [citováno dne 2. 12. 2014]. Dostupné z: <http://www.

KYSLÍKOVÁ PAST V ÚDOLNÍCH NÁDRŽÍCH

Jindřich Duras¹, Dušan Kosour²

¹Povodí Vltavy, státní podnik, Denisovo nábřeží 14, 301 00 Plzeň,
tel. +420 602 429 682, jindrich.duras@pvl.cz

²Povodí Moravy, s.p., Dřevařská 11, 602 00 Brno

Abstrakt

V srpnu 2014 došlo paralelně k úhynu stovek kg candátů na dvou nádržích: Vranov a Hracholusky. Příčinou úhynu byla „kyslíková past“, kterou vytvořily anoxické prostory v hypolimniu a metalimniu, jež souběžně expandovaly z horní části ke hrázi. U hráze zůstala oddělená kapsa vody s kyslíkem a také s hypolimnetickou populací candáta. Kyslík v této kapse byl vyčerpán a ryby uhynuly. Kyslíková past funguje patrně častěji, než by se zdálo, a tak je zřejmě na některých nádržích důležitým faktorem utvářejícím charakter rybí obsádky. Jedinou obranou je zlepšovat kyslíkový režim nádrží snižováním míry jejich eutrofie. To vede k problematice bodových zdrojů fosforu.

Klíčová slova: vodní nádrže; kyslíkový režim; anoxické hypolimnion; úhyn ryb; úhyn candátů.

Abstract

Hundreds kg of zander died during August 2014 in two reservoirs at the same time: Vranov and Hracholusky. The reason of the fish kill was an „oxygen trap“, which was created by anoxic meta- and hypolimnion expanding through the reservoirs from the inflow to the dam. These two anoxic volumes enclosedoxic water of upper hypolimnion tightly to the dam. In theoxic enclosure was also trapped a hypolimnetic part of zander population. When oxygen disappeared zanders died massively. It seems that the oxygen trap appears in reservoirs relatively often. Therefore, the trap is possibly an important factor structuring fish populations. The only measure against the oxygen trap appears to be improving of oxygen regime via decreasing trophic state of reservoirs. It means that point pollution sources should be treated much better than they actually are.

Keywords: reservoirs; oxygen regime; anoxic hypolimnion; fish kill; death loss of zanders.

Úvod

Ve druhé polovině srpna poměrně suchého roku 2014 došlo souběžně na dvou vodních nádržích k neobvyklému jevu – k hromadnému úhynu candátů. Na nádrži Hracholusky (Mže, nedaleko Plzně) uhynulo asi 250 kg candáta, ojediněle i okoun a ježdík. Na nádrži Vranov (Dyje, poblíž Znojma) uhynulo prakticky ve stejném termínu dokonce několik set kg candáta. Oba úhyny měly některé společné rysy. Úhyn byl zaznamenán pouze v blízkém okolí hráze, kde byla voda z celé nádrže nejčistší a kde nebyly žádné známky jakéhokoli znečištění. Uhynulé ryby jevily známky udušení, ačkoli celé epilimnion bylo bohatě zásobeno kyslíkem. Ve větších hloubkách sice už kyslík chyběl, ale to je na obou nádržích zcela pravidelná každoroční situace, která nikdy úhyn ryb nezpůsobila. Na Vranově bylo veterinárním vyšetřením u candátů prokázáno barotrauma (poškození organismu změnou hydrosta-

tického tlaku) a jako příčina smrti ryb byla vyloučena bakteriální či virová infekce a také parazitóza. Na Hracholuskách rybáři spekulovali o vlivu náhlé bouřky, která zahнала ryby do bezkyslíkaté hluboké vody, na Vranově byla v podezření manipulace s odtokem vody turbínami. Situaci pomohly vysvětlit výsledky mimořádně podrobného sledování jakosti vody nádrže Vranov v celém podélném profilu a zejména porovnání podmínek v obou nádržích.

Sezónní vývoj kyslíkových deficitů

Jako skutečná příčina hromadného úhynu candáta se ukázala být velmi specifická situace při šíření kyslíkových deficitů z horních partií nádrže směrem ke hrázi. Vše ilustrují grafy na obr. 1 a 2. Schéma vývoje kyslíkových deficitů v průběhu vegetační sezóny v podélném profilu nádrže se vyznačuje určitými obecnými rysy.

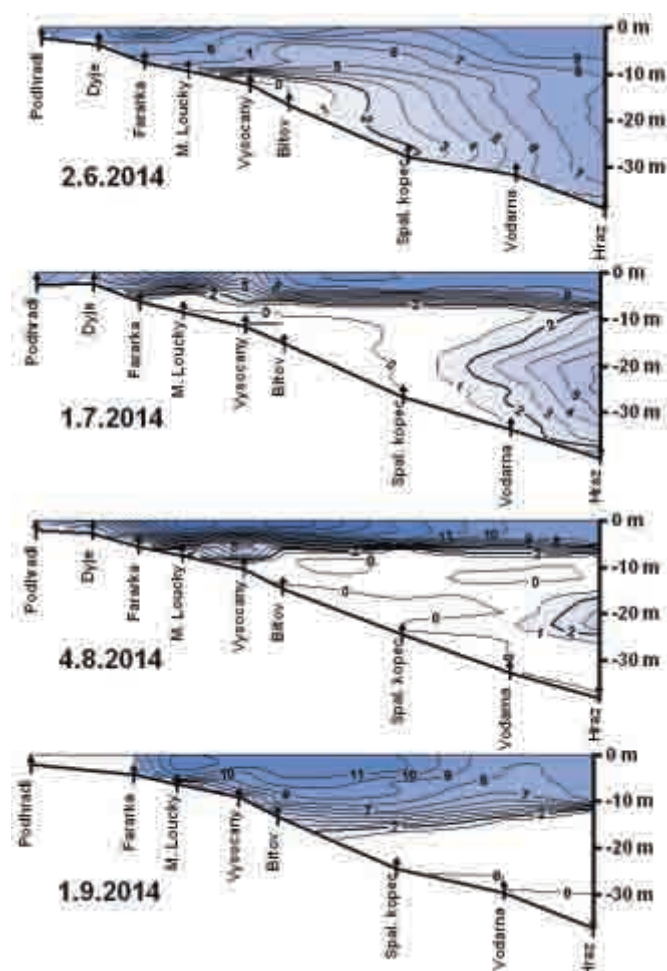
Hlavní anoxická zóna se vytvoří nejprve zhruba v horní třetině až čtvrtině nádrže u dna. Je tomu tak proto, že řeka vstupující do nádrže zde odkládá jemné částičky nesoucí i značný podíl organických látek. Zároveň v horní části nádrže probíhá neintenzivnější rozvoj fytoplanktonu, protože přítok tuto část bohatě zásobuje živinami. Důsledkem prudkého růstu fytoplanktonu, včetně sinic, je zvýšená sedimentace organické hmoty (odumřelé biomas). Po ustavení teplotní stratifikace musí tedy logicky bakteriální rozklad vyčerpávat rychle zásoby rozpuštěného kyslíku ve vodě (situace 2. 6. 2014, obr. 1). Tato anoxie se postupně šíří při dně směrem ke hrázi. Šíření neznamená fyzický pohyb bezkyslíkaté vody, ale pouze pomalejší průběh spotřeby kyslíku u dna dolních partií nádrže při rozkladu organických látek (směrem ke hrázi jich ubývá).

Druhá kyslíkem deficitní zóna se vytváří v oblasti teplotního rozhraní (metalimnion, skočná vrstva neboli termoklina). Pokud je zde teplotní gradient dostatečně strmý, zachycuje se v metalimniu sedimentující materiál, zejména poměrně „lehký“ odumírající či již odumřelý plankton. Ten zde podléhá rychlému rozkladu specializovaných společenstev mikroorganismů, včetně vícebuněčných. Toto metalimnetické kyslíkové minimum se pochopitelně začíná vytvářet – stejně jako anoxie u dna – rovněž v horní (ale již pevně stratifikované) části nádrže, protože tam je vlivem vysoké úživnosti také nejvíce lehce rozložitelného a pomalu sedimentujícího organického materiálu. Metalimnetické kyslíkové minimum postupuje během sezóny od přítoku směrem ke hrázi, protože i sedimentujícího planktonu je se snižující se úživností vody směrem ke hrázi méně a méně.

Popsané základní schéma se výrazně projevuje zejména u úzkých korytovitých nádrží s dlouhou dobou zdržení vody, kde je také vertikální teplotní zvrstvení nejvýraznější. Průběh vývoje kyslíkových deficitů je v každém roce individuální a hodně závisí na počasí a vodnosti roku.

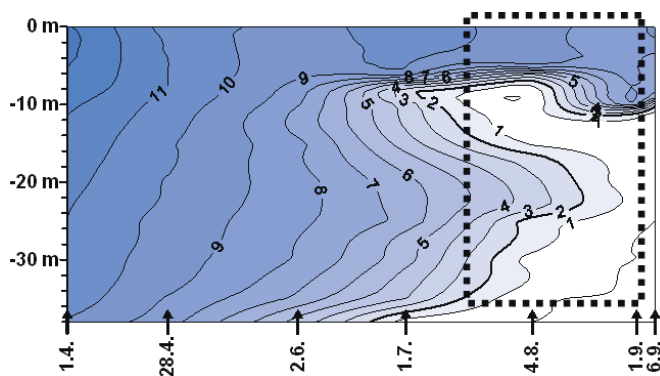
Kyslíková past

Pokud se souběžně a víceméně rovnoměrně šíří anoxie u dna a anoxie v metalimniu, ohraničují spolu jakousi kapsu vody, kde zůstává ještě poměrně dost kyslíku pro život ryb (situace 1. 7. 2014, obr. 1). Většina ryb se sice zdržuje v epilimniu,

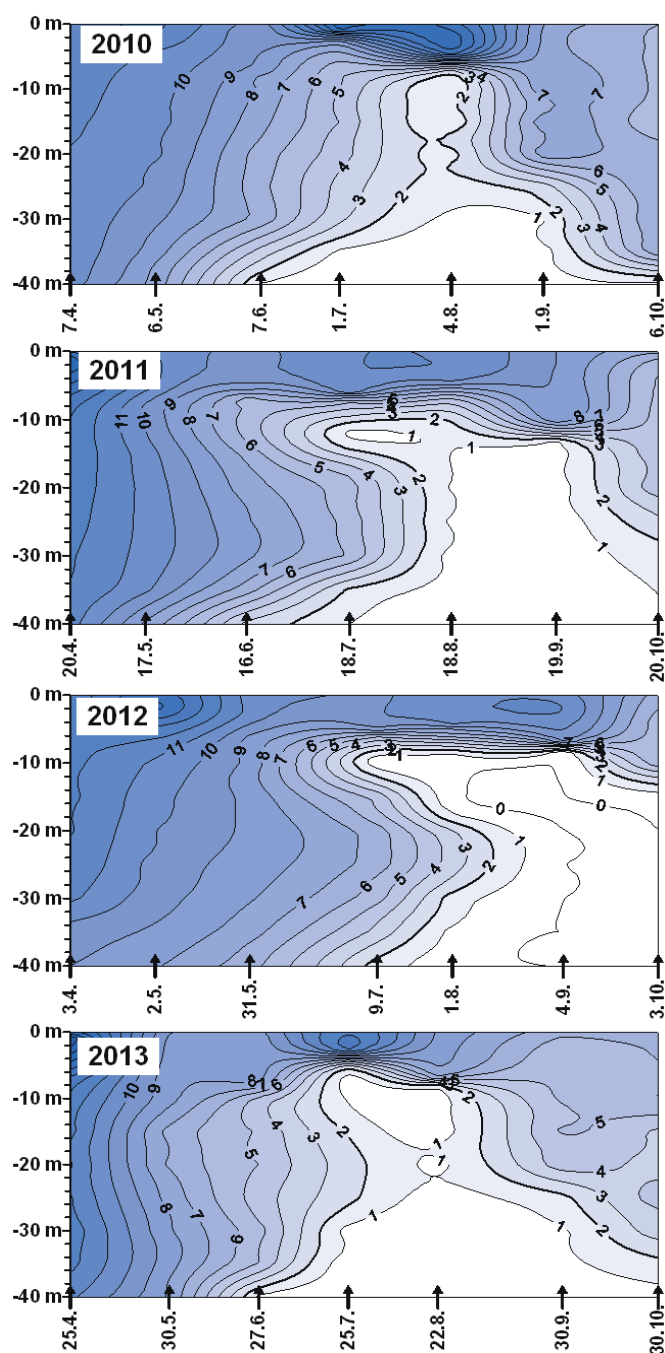


Obrázek 1. VN Vranov a vývoj kyslíkové pasti v podélném profilu nádrže v roce 2014. Dle monitoringu Povodí Moravy, s.p.

tedy v horní prohráté, prosvětlené, 4-6 m hluboké vrstvě vody, ovšem některé druhy ryb, především candát a v mnohem menší míře i okoun a ježdík vytvářejí i jakousi hlubinnou populaci, která preferuje větší hloubku vody (Kubečka, ústní sdělení). Tato hlubinná populace je tak lapena v kapse kyslíkaté vody. Pokud průběh počasí umožní, že výběžky anoxických zón dosáhnou hráze, lapené ryby už v zásadě nemají úniku. Pak velmi záleží na dalším vývoji sezóny. Jestliže dojde k zahájení podzemní cirkulace (míchání vody v celém vodním sloupci) včas, ryby jsou osvobozeny. Jestliže ale teplé a nepříliš vodné léto pokračuje, kyslíková kapsa se stále zmenšuje (situace 4. 8. 2014, obr. 1), až je veškerý kyslík vyčerpán. Past sklápá. Akci kyslíkové pasti z pohledu profilu Hráz ukazuje obr. 2.



Obrázek 2. VN Vranov a vývoj kyslíkové pasti u hráze nádrže v roce 2014. Dle monitoringu Povodí Moravy, s.p.



Obrázek 3. VN Vranov a vývoj kyslíkové pasti u hráze nádrže v letech 2010-2013. Dle monitoringu Povodí Moravy, s.p.

Některé ryby se snaží zoufale uniknout ke hladině, což bylo v případě VN Vranov z hloubky cca 20 m, a přivodí si navíc i barotrauma. Candát je na nedostatek kyslíku i na náhlou změnu tlaku poměrně citlivý. Postižené ryby se pak jakoby omráčené pohybují při březích a rychle hynou. Některé ryby zřejmě volí taktiku zůstat na místě a vsadit svůj život na to, že „špatné časy jednou pominou“. Ty pak uhynou ve hloubce a klesnou ke dnu. V případě nádrže Hracholusky bylo na dně zjištěno uhynulých ryb velké množství (pokryté dno)

Na Vranově v roce 2014 kyslíková past „pracovala“ více než dva měsíce a zatáhla většinu objemu hypolimnia. Úhyn několika set kg candáta, tedy zhruba 1-2 kg na hektar nádrže lze považovat za obrovský zásah do jeho populace. Destrukce zasáhla prakticky celou hlubinnou populaci a velmi významně pak i dolní část nádrže jako celek.

Zajímavá je otázka, jak často dokáže kyslíková past skláp-

nout. Z výsledků monitoringu vertikální distribuce kyslíku u hráze VN Vranov se zdá, že obvykle se rybám podaří z pasti nějak vyklouznout díky tomu, že expandující kyslíkové deficity nedokázaly vytvořit dostatečně zřetelnou kapsu. Z období 2010-2013 (obr. 3) je ale vidět, že v suchém roce 2012 sklapla past také, byť nebyla vytvořena tak dokonale jako v roce 2014. Lze předpokládat, že i v roce 2012 došlo k nějakému – zřejmě menšímu úhynu candátů.

Nádrž Hracholusky je podstatně mělčí, než Vranov (23 m oproti 42 m), takže zde není dostatečně velký prostor pro vytvoření větší kyslíkové kapsy. Také doba zdržení je na Hracholuskách kratší, což znamená i menší stabilitu teplotního zvrstvení a méně strmý teplotní gradient. Kyslíková past se tak vyvíjí jen krátkodobě, takže její zátah hypolimniem je velmi rychlý, v trvání 1-3 týdny. Proto v průběhu několika desetiletí monitoringu nebyla nikdy zachycena past dobře vyvinutá. Dokonce ani v roce 2014. Past se totiž vytvořila a stačila i sklapnout mezi dvěma odběry vzorků: červencový odběr zaznamenal jen náznak a srpnový odběr proběhl den po té, co past definitivně sklapla. Specifikum zde bylo i v tom, že většina candátů byla zřejmě uvězněna přímo u hráze u dna, kam dorazila anoxie později než anoxické metalimnion, které odřízlo candáty od přístupu ke hladině. Je tedy vidět, že fenomén kyslíkové pasti může negativně ovlivňovat populace candáta i na nádržích méně zřetelně disponovaných. Úhyn 250 kg candáta zde znamenal ztrátu cca 1 kg ryby na 1 ha nádrže

Monitoringem Povodí Vltavy, státní podnik, je vývoj kyslíkové pasti pravidelně sledován na řadě vodních nádrží: Klíčava, Žlutice, Orlík, Švihov, nicméně nikdy nebyl zaznamenán tak masivní úhyn candáta, aby byla odhalena příčinná souvislost.

Velmi zajímavá je zejména situace na největší vodárenské nádrži Švihov, kde se každoročně kyslíková past vytváří velmi velkoryse: zatahován je obrovský objem vody a past je velmi výrazná. Nízká úživnost zatím udržuje v dolní části nádrže poměrně příznivé kyslíkové poměry, takže postup pasti je vždy zrušen podzimní cirkulací vody. Pokud by se úživnost nádrže zvýšila, půjde již zjevně candátům o život.

Závěr

Mechanismus kyslíkové pasti je vyvinut každoročně na velké části našich vodních nádrží. Je velmi pravděpodobné, že se jedná o jeden z velmi důležitých faktorů, které určují početnost a věkovou strukturu populací candáta, a tedy také vývoj a druhové složení populací dravců a v důsledku i důraznost jejich predančního tlaku na planktonofágní ryby.

Lze uvažovat o tom, že pokud budou v budoucnosti čtenější teplá a málo vodná léta, bude se častěji prosazovat také účinná forma kyslíkové pasti, což může mít decimující efekt na populace candáta na velké části vodních nádrží.

Obranou proti vytváření a zhojnému dopadu kyslíkové pasti je zřejmě pouze snaha o obecné zlepšení kyslíkových poměrů v nádržích, tedy snižování jejich úživnosti, což znamená systematické a účinné omezování vstupu fosforu do vodních nádrží přítoky z povodí. A protože nejdůležitějšími zdroji fosforu jsou odpadní vody měst a obcí, má smysl věnovat se zachycování či recyklaci fosforu v procesu čištění odpadních vod, řešit racionálně odlehčování kanalizačních řadů (tedy i hospodaření se srážkovou vodou na území sídel) a věnovat se i řešení globálně působících faktorů, jako je například nedostatečně účinná legislativa omezující obsah sloučenin fosforu v detergitech.

VN PLUMLOV – PROJEKT ZLEPŠENÍ JAKOSTI VODY

Dušan Kosour¹, Jindřich Duras²

¹Povodí Moravy, s.p., Dřevařská 11, 602 00 Brno, tel. +420 541 637 312, kosour@pmo.cz

²Povodí Vltavy, státní podnik, Denisovo nábřeží 14, 301 00 Plzeň

Abstrakt

Vysoký stupeň eutrofizace znehodnocoval rekreační využití vodní nádrže Plumlov. Proto byl navržen – a je postupně realizován – projekt pro zlepšení jakosti vody. Realizováno již bylo odbahnění nádrže Plumlov a dvou hypertrofních rybníků na přítocích nádrže a v roce 2013 bylo zahájeno dávkování síranu železitého na hlavních přítocích do nádrže. Článek se věnuje zejména výsledkům bilančního hodnocení látkového toku fosforu v povodí VN Plumlov. Jako nejdůležitější se ukázaly být bodové zdroje znečištění, které je nezbytné řešit v první řadě. Plošné zdroje (orná půda) nejsou sice z pohledu eutrofizace nijak významné, ale erozní materiál generovaný na polích bude zanášet nejen Podhradský rybník, ale i sedimentační část VN Plumlov. Srážení fosforu síranem železitým na přítocích je účinné při dávce 2–3 mg.l⁻¹ Fe. Fosfor je ovšem nutné odstraňovat ještě před vstupem do vod.

Klíčová slova: VN Plumlov; eutrofizace; bilance fosforu; zdroje znečištění; srážení fosforu; projekt na zlepšení kvality vody.

Abstract

Water quality of Plumlov reservoir was deteriorated by high level of eutrophication which impacted the recreation use of the locality. Therefore, complex project was designed and then step by step realized. Sediments were removed from two hypertrophic fish ponds situated on the inflows and from the reservoir, too. In 2013 ferric sulphate was dosed in the inflows. The article is aimed on the results of a phosphorus mass balance study of the reservoir watershed. Point sources of pollution were recognized as the most important source of phosphorus so they should be treated first. Non point sources (fields) were not important in the sense of eutrophication process, but arable land generates large amounts of erosion material able to fill the fishpond Podhradský and the sedimentation zone of Plumlov Reservoir, too. Phosphorus inactivation by iron dosing appeared to be efficient in Fe concentrations of 2–3 mg.l⁻¹. Of course, phosphorus must be eliminated just by its source, i.e. before it could reach surface waters.

Keywords: Plumlov reservoir; eutrophication; phosphorus mass balance; sources of pollution; phosphate precipitation; water quality improvement project.

Úvod

Vodní nádrž (VN) Plumlov na řídce Hloučele nedaleko Prostějova se vyznačovala silně rozvinutými projevy eutrofizace, včetně sinicových vodních květů, které znemožňovaly řádné rekreační využívání nádrže. V letech 2007 a 2008 byl přímo do nádrže vždy jednorázově aplikován hlinitý koagulant PAX-18. Toto jednorázové opatření nemohlo vyřešit příčinné souvislosti mezi rozvojem sinic a přísunem živin z povodí, a tedy

nemohlo zajistit ani dlouhodobý příznivý účinek na jakost vody v nádrži. Proto byl navržen komplexní projekt s cílem zajistit ve VN Plumlov jakost vody vhodnou k rekreaci koupáním po celou letní sezónu.

V rámci projektu již byl odtěžen sediment z VN Plumlov a také z hypertrofních rybníků Bidélec a Podhradský. To bylo důležité opatření proti uvolňování fosforu ze sedimentů do vodního sloupce. Účinek odstranění bahna se však u poměrně průtočných nádrží, jakými jsou jak VN Plumlov tak Podhradský rybník, nemůže dostatečně projevit, pokud není vyřešen zároveň i přísun fosforu, hlavního biogenního prvku, přítoky. Proto byly bilančně zhodnoceny jednotlivé zdroje fosforu v povodí VN Plumlov. Nejdůležitější závěry jsou zde stručně prezentovány.

Metodika

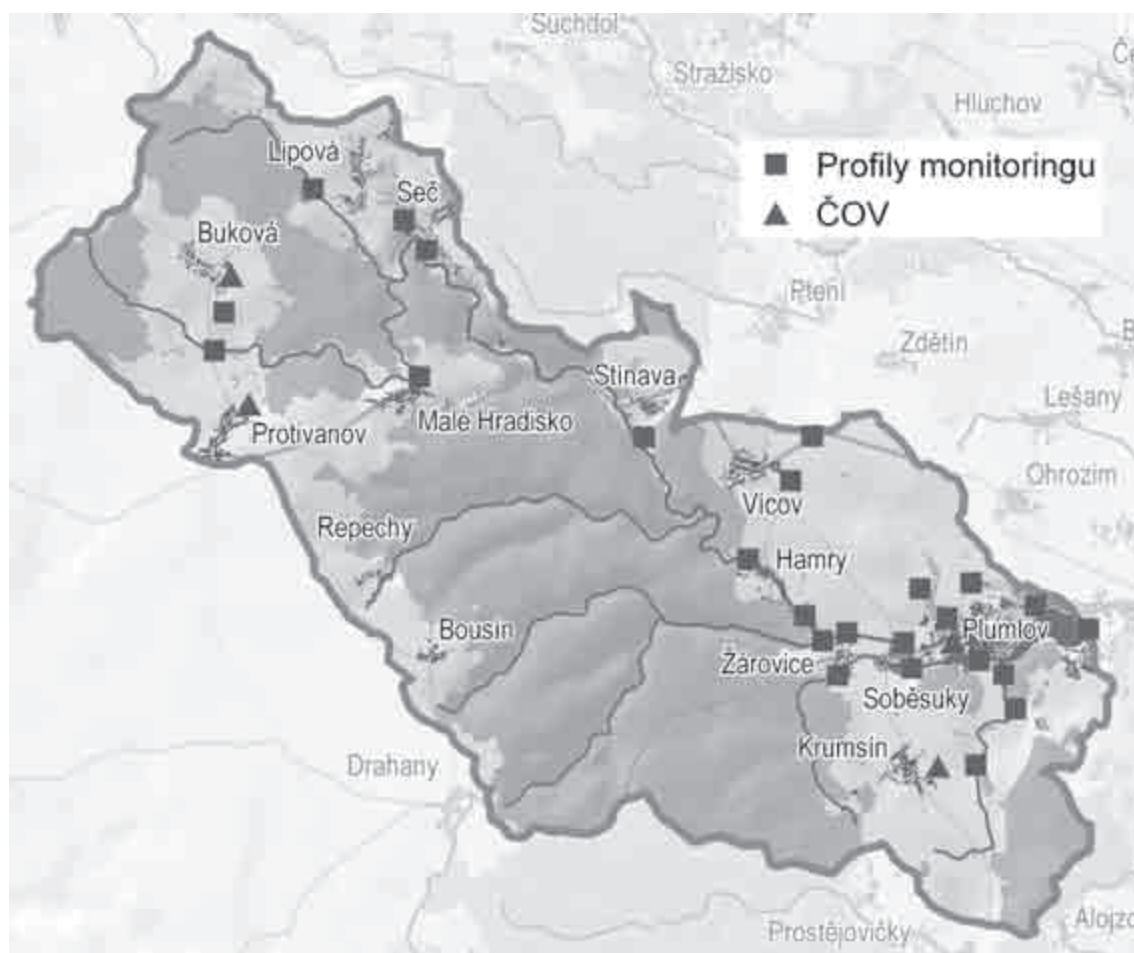
Zpracování látkové bilance fosforu v povodí VN Plumlov bylo založeno na podrobném monitoringu jakosti vody (vzorkování ve 14 denním intervalu), který byl v letech 2013 a 2014 koncipován právě pro potřeby bilančního hodnocení. Podchyceny byly nejen uzávěrové profily každého z významnějších přítoků Hloučely, ale pozornost byla zaměřena také na předpokládané hlavní zdroje fosforu, tedy na sídla, a podchyceny byly i zdroje plošné, tedy především plochy orné půdy. Profily na přítocích jsou znázorněny na obr. 1. Sledovány byly také vodní nádrže, a to prostřednictvím směsných epilimnetických vzorků. Při vzorkování vodních toků byl měřen průtok vody přístrojem FlowTracker a bylo využíváno údajů z limnigrafů.

Látková bilance byla propočtena na základě průměrných měsíčních koncentrací a průměrných měsíčních průtoků (vždy 2 údaje za měsíc). Látkové toky v povodí byly tedy odhadnuty pouze na základě průtoků změřených v terénu. Tím sice byly celkové látkové toky v povodí značně podhodnoceny, ale byla zachována proporce významnosti jednotlivých zdrojů fosforu, což byla hlavní požadovaná informace. Pro látkovou bilanci Podhradského rybníka a pro VN Plumlov bylo využito kontinuálního měření limnigrafu na Hloučele v Soběsukách a průměrné měsíční koncentrace (2 údaje za měsíc) byly násobeny měsíčním úhrnem proteklé vody na základě denních údajů.

Výsledky, diskuse a doporučení

VN Plumlov. Vstup P celkového byl v letech 2013 a 2014 odhadnut na 1,67 a 0,97 t za rok, což znamenalo specifické zatížení 3,0 a 1,8 g.m⁻².rok⁻¹. Rozdíl mezi oběma roky byl dán rozdílnou vodností: rok 2013 byl poměrně vodný a 2014 naopak suchý. Odhad pro roky 2007–2012 byl 1,14–2,42 tun za rok, opět s minimem v suchém a s maximem ve vodném roce. Takový vstup P znamená jednoznačně eutrofní stav nádrže. S využitím Vollenweiderova diagramu [1] byla odvozena potřebná míra snížení zatížení nádrže fosforem o 50 %, tedy zhruba na průměrnou koncentraci na přítocích v profilu ústí do nádrže asi 0,060 mg.l⁻¹.

Nádrž Plumlov, resp. její část oddělená do mělké předždrže, je ohrožena zanášením erozním materiálem zejména



Obrázek 1. Profily monitorovací kampaně v povodí VN Plumlov v letech 2013 a 2014

ze zemědělského povodí potoka Kleštínek, kde je intenzivní eroze indikována nejen výpočtem (obr. 1), ale byla pozorována i přímo v terénu. Bez toho, aby se provedla účinná protierozní opatření, např. v rámci komplexních pozemkových úprav (KPÚ), řešení není možné. Námětem je jistě i hledání cest soudního vymáhání náhrady u hospodařících subjektů.

Podhradský rybník, kterým protéká nejen Hloučela, ale také potok Roudník, tedy recipient odtoku z ČOV Plumlov, je stále značně eutrofní s tendencí k uvolňování sloučenin fosforu ze sedimentu v létě za nedostatku kyslíku u dna a při současné absenci dusičnanů. To je běžné schéma u rybníků, kde je fosfor v sedimentech vázán z velké části v komplexech se železem. Vzhledem ke značné průtočnosti rybníka (doba zdržení vody v létě zhruba 1–2 měsíce, za bilancované období ale jen 17 dnů) je i jeho dispozice k zachycování fosforu omezená (~30–40 %, za bilancované období asi 27 %, odhad dle [2]). Účinná retence P je podmíněna tím, že nebude docházet ke zvyšování obsahu P na odtoku v létě, a důležité je také příznivé složení rybí obsádky (aktuálně zabezpečeno). V bilancovaném období byla zjištěna retence P v úrovni ~14 % (zvýšení obsahu P na odtoku v létě). Nelze tedy očekávat, že by tento rybník, byť zbařený sedimentů, mohl účinně ochránit VN Plumlov před eutrofizací, a to především v době zvýšených průtoků. Zároveň nelze očekávat, že by byl Podhradský rybník někdy hodnotnou lokalitou k rekreaci koupáním, protože specifický přísun P do rybníka (vstup P vztažený na jednotku plochy) bude vždycky dostatečně vysoký, aby zabezpečil jeho eutrofní stav.

Podhradský rybník je ohrožen přísunem erozního materiálu z povodí Roudníku, kde je zcela dominantním využitím

orná půda, která je erozně silně ohrožená (obr. 1). Ke zlepšení mohou vést jedině stejná opatření jako v případě Kleštítku.

Rybník Bidélec je bočním rybníkem na málo vodném potoce Roudník a vzhledem k poměrně dlouhé době zdržení vody má značný potenciál zadržovat sloučeniny fosforu (kolem 50 %, odhad dle [2]). Potíž je, že do rybníka se dostávají nekontrolovaně nečištěné odpadní vody, zejména za srážko-odtokových událostí. Bidélec může pomoci zachytit značný podíl znečištění vstupujícího sem se srážkovými vodami, ale pokračující kontaminace splašky bude znamenat návrat rybníka k hypertrofii a eliminaci jeho pozitivního vlivu z pohledu VN Plumlov.

Město Plumlov je hlavním potenciálním zdrojem P pro oba rybníky zmíněné výše, a tedy pro VN Plumlov. Nová městská ČOV sice pracuje s vysokou účinností z pohledu klasického znečištění, ale sloučeniny fosforu nebyly v bilancovaném období cíleně eliminovány (srážení s Fe probíhalo až v potoce pod ČOV).

Na ČOV je třeba docílit vysoké účinnosti odstraňování P, a to výrazně nad rámec stávající legislativy, protože z pohledu jakosti vody VN Plumlov se jedná o velmi významný, a tedy silně rizikový zdroj P. Cílová hodnota leží v oblasti 0,1–0,2 mg.l⁻¹ P celkového. Toho lze docílit dávkováním Fe koagulantu, případně úpravami technologie. Řešit se musí systematicky také vody odlehčované z jednotné kanalizace.

Obce v povodí Hloučely, tedy bodové zdroje, byly identifikovány jako rozhodující místa vstupu P do vodního prostředí, a to ať už byly vybaveny ČOV (bez srážení P: Buková a Protivanov, nevhodné řešení ČOV: Krumsín) nebo ČOV vybaveny nebyly.

Stávající ČOV je třeba doplnit účinným odstraňováním fosforu (Buková, Protivanov), ČOV Krumsín je nezbytné upravit tak, aby mohla dosahovat potřebné účinnosti (odvedení balastních vod mimo ČOV, případně doplnění technologie).

Nově budované ČOV (Vícov) musí být vybaveny odstraňováním P. Obce Soběsuky a Žárovice budou napojeny na ČOV Plumlov: pozornost je třeba věnovat řešení srážkových vod (nekontaminovat dešťovou kanalizaci splaškovými vodami, racio-



Obrázek 2. Povodí VN Plumlov a míra jeho erozního ohrožení. Dle ČVUT – výstup projektu NAZV č. QI102256. Čím tmavší barva na mapě, tím vyšší míra erozního ohrožení

nálně nakládat s vodami ze zpevněných povrchů) a také otázce, jak zachovat maximální účinnost ČOV i při zvýšeném zatížení.

Ostatní významnější obce v povodí (Lipová, Seč, Malé Hradisko, Stínava) potřebují nějaký vhodný systém nakládání s odpadními vodami, kde prioritním hlediskem bude minimalizace emisí P. Za vhodné lze považovat opustit koncepci totálního odkanalizování celé obce, které pravidelně vede k těsnému propojení více či méně fungující ČOV (pro níž neexistují v legislativě limity pro emise P) s vodotečí a vyvstane i problém odlehčovaných vod atd. Doporučit lze vhodné (!) polopřírodní systémy. Do doby vyřešení odpadních vod musí probíhat kontrolní činnost zaměřená na „černé“ kanalizační výústě.

Plošné zdroje se ukázaly (podobně jako v jiných případech [3]) jako významné z pohledu vstupu erozního materiálu a dusičnanového dusíku, nicméně nikoli jako zdroje P. Plošné zdroje netřeba řešit ani z pohledu splachů P, ale ani N ($\text{NO}_3\text{-N}$), protože dusičnanové ionty přispívají ke stabilizaci sedimentů – udržují sloučeniny P vázané na částicích usazenin. Tento hledisko je důležité zejména z pohledu procesů v Podhradském rybníce a v sedimentační části VN Plumlov, kam budou přicházet také částice s Fe a P vzniklé po srážení fosforu v přítocích.

Plošná eroze má velký význam nejen jako proces degradující ornou půdu, ale také jako příčinu zazemňování vodních nádrží. Především povodí Roudníku a Kleštíneku vyžaduje komplexní řešení.

Srážení rozpuštěných sloučenin P na přítocích. Pokusy ukázaly, že dávka 2–3 mg.l⁻¹ Fe v podobě koagulantu síranu hlinitého má za následek odstranění > 90 % fosforečnanového fosforu. Potíže přinášela potřeba zvládat kontinuální aplikaci velmi nízkých dávek koagulantu, nutnost zajistit dobrou příčnou disperzi přípravku ve vodním toku a také velká rozkolísanost průtoků, a to zejména u toků ze zemědělského povodí (Kleštínka). Poloha srážecích stanic je vyznačena na obr. 3.

Zásadním doporučením je stáhnout dávkování z toků na ČOV tak, aby nebylo nutné inaktivovat tak velké množství P až v recipientech, ale aby se P z bodových zdrojů do povrchových vod vůbec ani nedostal. Inaktivace P solemi Fe ve vodním prostředí totiž nemusí být absolutní a za určitých okolností (bezokyslíkaté poměry v sedimentu a zároveň nedostatek dusičnanových iontů) se navázaný P může opět do vodního sloupce uvolnit. To se týká zejména Podhradského rybníka a VN Plumlov. Stažení dávkování Fe ke zdroji by mělo být uplatněno pro ČOV Plumlov, ČOV Buková, ČOV Protivanov a také pro ČOV Krumsín, která je rozhodujícím zdrojem fosforu pro potok Kleštínka (v ústí Kleštíneku bylo provozováno srážení P).



Obrázek 3. Srážecí místa na přítocích do Podhradského rybníka a VN Plumlov

Dávkování Fe by mělo – až do uspokojivého vyřešení zdrojů P v povodí – být provozováno na třech místech:

(1) Na přítoku do Podhradského rybníka (Hloučela Soběsuky), protože je velmi důležité udržet tento rybník v co nejméně eutrofizovaném stavu. Pouze málo úživné poměry v rybníce mohou zabezpečit dobré fungování rybníka bez masivního uvolňování fosforu ze sedimentu v letních měsících – tedy v době, kdy níže ležící VN Plumlov je na vstup P zvláště citlivá.

(2) Na přítoku do VN Plumlov (Hloučela – odtok z Podhradského rybníka), protože je nezbytné udělat pro omezení přísunu biodostupného P do rekreačně využívané nádrže maximum.

(3) V Roudníku těsně před ústím do Podhradského rybníka, protože zatím Roudníkem přitéká znečištěná původem z Víčova, předpokládá se i alespoň občasný vstup P z Bidelece a zbytkový P sem vstupuje i z ČOV Plumlov.

Závěrem je třeba zdůraznit, že dávkování síranu železitého, či jakéhokoli jiného koagulantu zachycujícího fosfor až ve vodotečích, je vždycky pouze přechodným opatřením, které neřeší příčiny. Za cílový stav je třeba považovat situaci, kdy obyvatelstvo daného povodí dokáže řešit své odpadní vody takovým způsobem (tj. udržitelně), aby nepoškozovaly vodní prostředí. Rozvoj sinicových vodních květů je pouze jedním z důsledků špatného chování člověka v krajině.

Literatura

- [1] VOLLENWEIDER R. A., KERÉKES J. *The loading concept as basis for controlling eutrophication philosophy and preliminary results of the OECD programme on eutrophication*. Progress in Water Technology, 1982, 12: 5-38.
- [2] HEJZLAR J., ŠÁMALOVÁ K., BOERS P., KRONVANG B. *Modelling phosphorus retention in lakes and reservoirs*. Water, Air and Soil Pollution, 2006: Focus 6: 487-494
- [3] POTUŽÁK J., DURAS J. *Rybníky jako účinný nástroj pro snižování živinového zatížení povodí*. In Vodárenská biologie 2013. Praha: Ekomonitor, 1994.

ANALÝZA Vlivu NEJISTOT VSTUPNÍCH DAT NA VODOHOSPODÁŘSKÉ ŘEŠENÍ ZÁSOBNÍHO OBJEMU NÁDRŽE

Stanislav Paseka, Daniel Marton

Ústav vodního hospodářství krajiny, Žižkova 17, 602 00 Brno, tel. +420 731 235 899, pasekas@study.fce.vutbr.cz

Abstrakt

Obsah tohoto článku je plynulým navázáním a rozšířením článku *Určení hydrologické spolehlivosti vodohospodářského řešení zásobní funkce nádrže v podmínkách nejistotami zatížených vstupních dat*, který je také prezentován na konferenci Vodní nádrže 2015. K zavedení nejistot vstupních dat pro stanovení zásobní funkce nádrže bylo opět použito metody Monte Carlo. Následně analyzované zásobní objemy nádrže byly také zatíženy nejistotami a stejně tak byly zatíženy nejistotami i hodnoty odtoků vody z nádrže. V článku jsou prezentovány vypočtené zásobní objemy nádrže se 100 % zabezpečeností odtoku vody z nádrže, resp. se 100 % zabezpečeností objemu vody v nádrži.

Klíčová slova: Metoda Monte Carlo; nejistota; zásobní objem nádrže; průměrný měsíční průtok; simulační model nádrže.

Abstract

The content of this article is a seamless continuation and expanding of the article *Určení hydrologické spolehlivosti vodohospodářského řešení zásobní funkce nádrže v podmínkách nejistotami zatížených vstupních dat* that is also presented at the Water reservoirs 2015 Conference. Incorporating of the uncertainties into data inputs to calculation of reservoir storage capacity the Monte Carlo method was also used. Thereafter the analyzed reservoir storage capacities were also loaded by uncertainties and the same way were loaded by uncertainty values outflow of water from the reservoir. The article presents the calculations of reservoir storage capacity with 100 % reliability of the outflow of water from the reservoir, respectively with 100 % reliability of the capacity of water in the reservoir.

Keywords: Monte Carlo Method; uncertainty; mean monthly flows; reservoir storage capacity; reservoir simulation model.

Úvod

V dnešní době jsou čím dál více aktuální otázky spojené s problematikou poklesu vydatnosti a jakosti jak povrchových, tak podzemních vod. Proměnlivosti a přerodění srážkových úhrnů v průběhu roku, změny teploty a vlhkosti vzduchu, častější výskyty hydrologických extrémů v podobě povodní a sucha vedou ke změnám hydrologického režimu v povodí. V budoucnu se předpokládá pokles hodnot dlouhodobých průměrných průtoků v říční síti. Podle Kašpárka [4] v našich tocích hodnota dlouhodobého průměrného průtoku může klesnout až k hodnotě 0,8 až 0,6 dlouhodobého průměrného průtoku.

Uvedená problematika začíná být stále častěji probírána na mediální a politické úrovni. Je zřejmé, že problémy spojené se zásobou vody jsou následkem změn klimatického systému, který začíná být jasněji pozorovatelný i na území České republiky. Za zmínku stojí například roky 2011 a 2012, které z hydrologického hlediska byly hodnoceny jako extrémně suché [9]. Teplá zima roku 2013/2014, kdy zásoba vody ve sněhové pokrývce dosahovala dvacetiletých minim, jen utvrzuje tyto úvahy. V neposlední řadě stojí za zmínku i léto 2015, kdy přetrvávalo velmi dlouhé a teplé období téměř bez srážkových úhrnů.

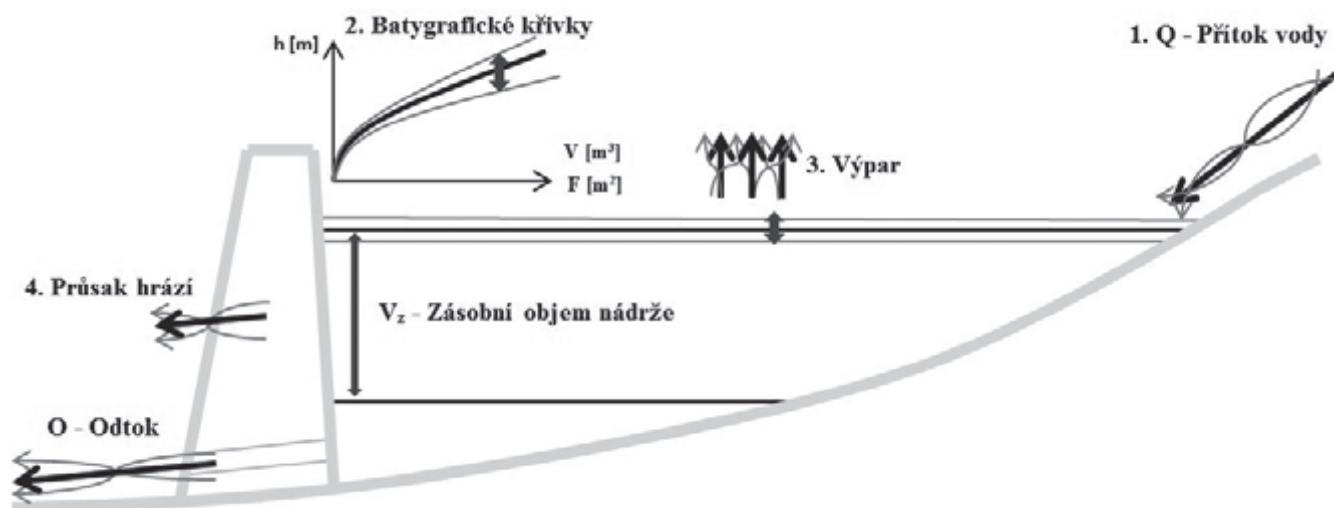
Dalším negativním faktorem ovlivňujícím provoz nádrží a přesnost vodohospodářských výpočtů může být vodohospodářské řešení nádrže v podmínkách neurčitosti, nebo nejistot. V dnešní době je trendem ustupovat od deterministického řešení ke stochastickému, resp. pravděpodobnostnímu řešení. Vstupem do Evropské unie se ČR zavázala dodržet dokument *WECC 19/90* [8], ve kterém jsou definovány předpisy pro tzv. nejistoty měření. Po něm následovaly *Směrnice pro vyjadřování nejistoty při měření* [3], *Metodika vyjadřování nejistot při kalibracích* [2] a nakonec mezinárodní směrnice a normové předpisy, které jsou pro EU včetně ČR závazné. Český předpis má název *Stanovení nejistot při měřeních TPM 0051 – 93* [7]. Nejistoty měření pak ovlivní všechny veličiny a parametry, které do vodohospodářského řešení zásobního objemu vstupují a z procesu měření také vznikají.

Hlavním cílem tohoto článku je provedení citlivostní analýzy vlivu nejistot vstupních hydrologických, morfologických a provozních dat potřebných na vodohospodářské řešení zásobní funkce nádrže, které je v málo vodném období rozhodující. Zavedením nejistot do uvažovaných vstupů vodohospodářského řešení nádrže je následně i stanovený objem nádrže zatížen nejistotami. Vstupními daty pro řešení jsou přítok vody do nádrže, batygrafické křivky nádrže, ztráty vody z nádrže výparem z vodní plochy a průsakem tělesem a podloží hráže nádrže.

Metody

Pro generování nejistotou zatížených vstupních hydrologických a provozních parametrů je zavedení nejistoty všech vstupních veličin do výpočtů pomocí metody Monte Carlo. Obecný postup generování nejistotou je publikován v příspěvku konference Vodní nádrže 2015 s názvem *Určení hydrologické spolehlivosti vodohospodářského řešení zásobní funkce nádrže v podmínkách nejistotami zatížených vstupních dat*. Základem obou zde publikovaných příspěvků je článek *The Influence of Uncertainties in the Calculation of Mean Monthly Discharges On Reservoir Storage* [5].

Jak bylo uvedeno, za provozní vstupy, hydrologické, morfologické a ztrátové činitele byly do výpočtu zásobního objemu nádrže zařazeny přítok vody do nádrže, čáry zatopených ploch a objemů, výpar z vodní hladiny a průsak hrází, které jsou prezentovány následujícím obrázkem.



Obrázek 1. Symbolické zavedení uvažovaných veličin zatížených nejistotami

Aplikací nejistot do vstupních dat vzniknou náhodné průběhy přítoků vody do nádrže, náhodné batygrafické křivky, výpary vody z vodní hladiny a průsaky hrází, které slouží jako vstupní hodnoty do simulačního modelu nádrže. Model pak pomocí jednorůchodové simulace simuluje chování nádrže v podmínkách nejistotou zatížených podkladů, je nachystán podklad pro pravděpodobnostní řešení daného problému. Výsledkem opakovaných výpočtů je potom spektrum velikostí zásobních objemů, které je pomocí základních statistických charakteristik upraveno a interpretováno.

Simulační model nádrže

Řídící rovnice výpočtu zásobního objemu je také základem simulačního modelu nádrže. Jedná se o upravenou rovnici nádrže v součtovém tvaru, která je převedená do nerovnice (1) [6].

$$0 \leq \sum_{i=0}^k (O_i - Q_i) \Delta t + (O_{i+1} - Q_{i+1}) \Delta t \quad (1)$$

kde O_i charakterizuje odtok vody z nádrže, Q_i přítok vody do nádrže pro $i = 1, \dots, n$, Δt je časový krok výpočtu, kterým byl 1 měsíc. O_{k+1} je odtok vody z nádrže v následujícím časovém kroku, kdy v kroku $i+1$ je hodnota O_{i+1} nejdříve nahrazena hodnotou požadovaného nalepšeného odtoku O_p . Časový průběh vyčíslované sumy pravé strany rovnice simuluje průběh prázdnění zásobního objemu nádrže po časových krocích $i = 1, \dots, k$. Pro $i = 0$ je třeba za hodnotu sumy zadat počáteční podmínku řešení (počáteční objem vody v nádrži). Nerovnost (1) je zleva omezena hodnotou 0, což charakterizuje hodnotu plného zásobního objemu. Vypočtením hodnoty výrazu je získáno aktuální prázdnění zásobního objemu nádrže $V_{Z,i+1}$. Takto upravený simulační model je vhodný pro výpočet zásobního objemu nádrže pomocí tzv. Úlohy č. 1 Vodohospodářského řešení zásobní funkce nádrže viz [6]. Kdy je počítána velikost zásobního objemu nádrže V_z pro zabezpečení $P = 100\%$ odtoku vody z nádrže. To znamená, že v nádrži pro řešené období nevznikne nedodávka vody vyvolaná nedostatečným přítokem vody do nádrže, resp. málovodným či suchým obdobím.

Praktická aplikace

Praktická aplikace byla provedena pro vodní nádrž Vír I, jejímž správcem je Povodí Moravy. Tato nádrž slouží převážně k protipovodňové ochraně, k akumulaci povrchové vody k vodárenským a hydroenergetickým účelům. Hlavním přítokem vody do nádrže je řeka Svratka. Průměrný dlou-

hodobý přítok do nádrže je $3,34 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Vstupní hodnoty pro výpočet tvořila časová řada průměrných měsíčních průtoků v období měření 1950 až 2010. Roční průměrná hodnota výparu z vodní hladiny je 513 mm. Hydrologické informace poskytl Český Hydrometeorologický Ústav regionální pracoviště Brno.

Ze základních technických informací pro Vír I je celkový objem nádrže 56,193 mil. m^3 , zásobní objem $V_z = 44,056$ mil. m^3 a ochranný objem je 8,337 mil. m^3 . Hráz je celkem vysoká 67,3 m. Ekologický odtok z nádrže činí $0,53 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

Hodnota průsaku hrází byla odvozena z empirického pozorování pro gravitační betonové těleso hráze a byla určena hodnotou $0,15 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$ na $1\,000 \text{ m}^2$ [6].

Hodnoty měsíčního množství výparu z vodní hladiny byly odvozeny zjednodušeně podle procentuálního rozložení hodnot výparu ČSN 75 2405 [1] a z hodnoty průměrného ročního výparu pro nádrž Vír I.

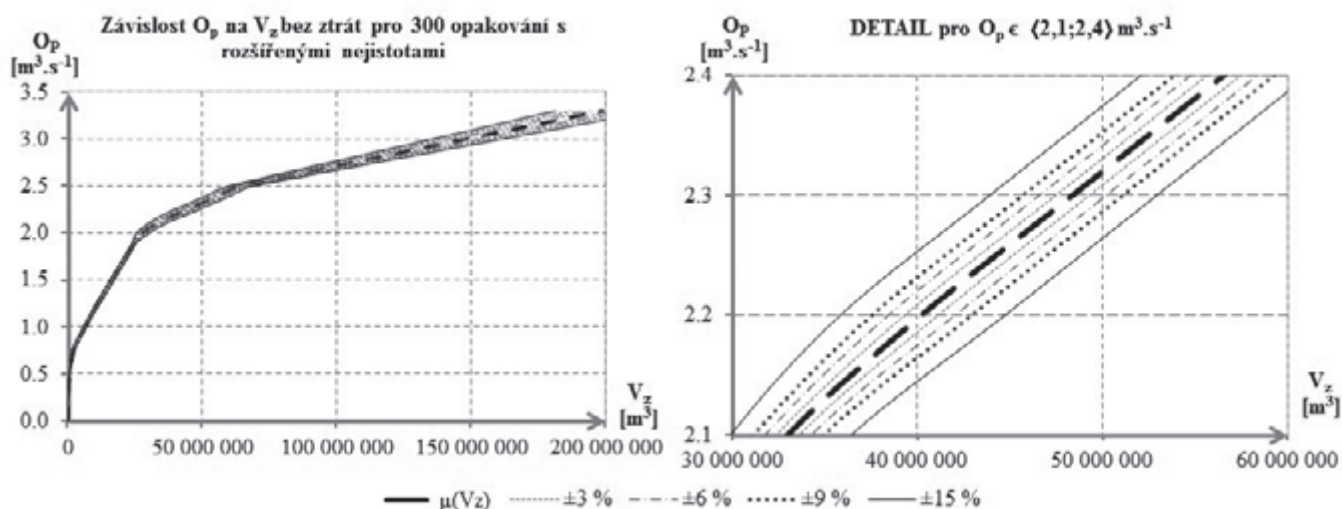
Počet opakování generace náhodných vstupních parametrů byl vždy volen na 300 opakování. Pro vhodnou prezentaci výsledků byly vypočtené hodnoty zásobního objemu nádrže statisticky vyhodnoceny. Střední hodnota $\mu(X)$ každého náhodného souboru je považována za výslednou hodnotu a směrodatná odchylka $\sigma(X)$ je považována za standardní nejistotu vztahovou k danému výsledku. Celková, rozšířená nejistota typu „U“ pokrývá 99,97 % výskytu sledované veličiny, odpovídá tedy hodnotě $\mu(X) \pm 3\sigma$.

Výpočty

Citlivostní analýza pro Úlohu č. 1, neboli stanovení zásobního objemu nádrže, byla provedena pro nalepšený odtok O_p v intervalu $O_p \in (0,0;3,3) \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ se vstupní nejistotou $u_a = \pm 1; \pm 2; \pm 3$ a $\pm 5\%$, resp. rozšířenou nejistotou $U_a = \pm 3$ až $\pm 15\%$. To jak bez, tak i s uvažováním ztrát vody z nádrže.

Na obrázku jsou prezentovány vztahové křivky, neboli závislost O_p na zásobním objemu V_z , pro uplatnění nejistot pouze na přítoku vody do nádrže, bez uvažování ztrát vody z nádrže. Průběhy rozšířených nejistot vztahových křivek jsou vykresleny pro $\pm 3, \pm 6, \pm 9$ a $\pm 15\%$.

Z důsledku vysokého nárůstu možností kombinací uplatnění nejistot na výše zmíněných činitelů byl zvolen pro analýzu interval nalepšeného odtoku $O_p \in (2,1;2,4) \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Zvolení tohoto intervalu bylo dle zajištění minimálního průtoku v toku pod nádrží a dalších odběrů vody dle účelu vodního díla z manipulačního řádu Vírské nádrže.



Obrázek 2. Vztahové křivky s uplatněním nejistot na přítoku, bez uvažování ztrát vody z nádrže včetně detailu pro $O_p \in \langle 0,0;3,3 \rangle \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$

V další části jsou zobrazeny zásobní objemy včetně rozšířených nejistot uplatněných na přítoku, batygrafických křivkách, výparu a průsaku hrází, s uvažováním ztrát vody z nádrže.

Součástí analýzy byly i hodnoty prázdnění a plnění zásobního objemu nádrže. Následující vykreslení pak zobrazuje náhodné průběhy prázdnění nádrže ve vyhodnocovaném období. Výpočet je proveden pro $O_p = 2,4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ a pro všechny kombinace nejistot, tedy nejistoty uplatněny na přítoku, batygrafických křivkách, výparu a průsaku hrází, včetně uvažování ztrát vody z nádrže s velikostí vstupní nejistoty $u_a = \pm 5 \%$, resp. rozšířené nejistoty $U_a = 15 \%$.

Shrnutí výsledků a závěr

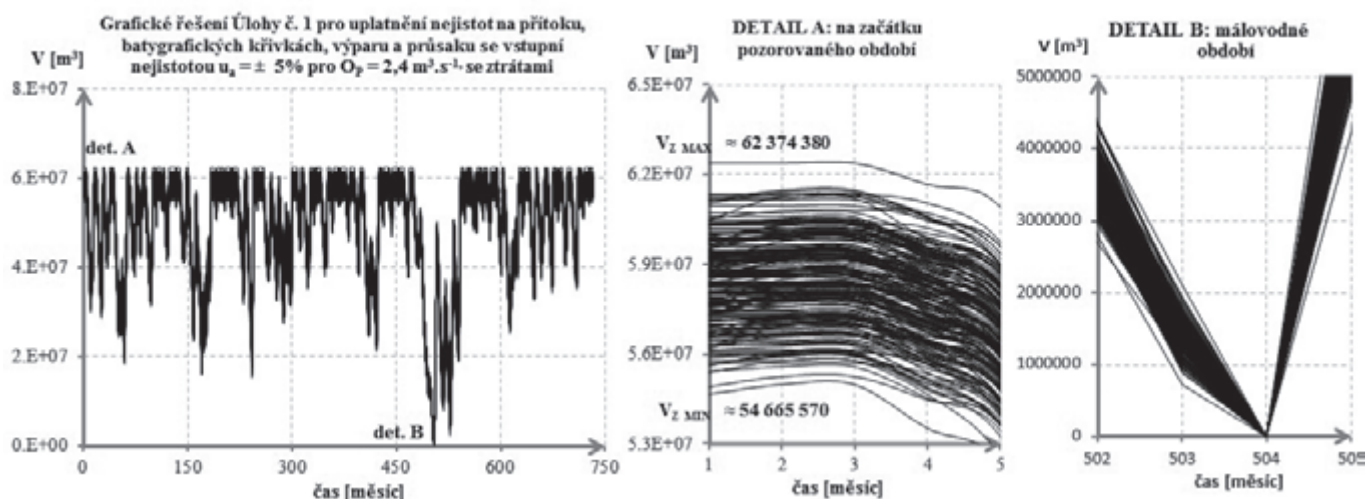
Z tabulek 1 a 2 je zřejmé, že při navýšení vstupní nejistoty pro odpovídající O_p dochází k nárůstu rozšířených nejistot, oproti tomu střední hodnoty zásobního objemu jsou s navýšením vstupní nejistoty téměř neměnné.

Tabulka 1. Zásobní objemy a jejich rozšířené nejistoty s uplatněním vstupní nejistoty na přítoku, bez uvažování ztrát vody z nádrže

Nejistota vstupních dat $U_a = 3 \sigma$, bez uvažování ztrát								
O_p	$\mu(V_z)$	$U_a(V_z)$	$\mu(V_z)$	$U_a(V_z)$	$\mu(V_z)$	$U_a(V_z)$	$\mu(V_z)$	$U_a(V_z)$
$[\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}]$	$[\text{m}^3]$	$[\text{m}^3]$	$[\text{m}^3]$	$[\text{m}^3]$	$[\text{m}^3]$	$[\text{m}^3]$	$[\text{m}^3]$	$[\text{m}^3]$
	$\pm 3 \%$		$\pm 6 \%$		$\pm 9 \%$		$\pm 15 \%$	
2.1	33 009 566	623 019	33 028 602	1 250 975	33 061 404	1 898 064	33 185 772	3 261 539
2.2	40 227 196	902 525	40 236 464	1 804 719	40 249 980	2 699 519	40 296 792	4 444 627
2.3	48 380 180	902 525	48 389 404	1 805 131	48 398 676	2 707 660	48 418 928	4 507 478
2.4	56 533 176	902 525	56 542 428	1 805 134	56 551 676	2 707 659	56 570 164	4 512 717

Tabulka 2. Zásobní objemy a jejich rozšířené nejistoty s uplatněním vstupní nejistoty na přítoku, batygrafických křivkách, výparu a průsaku hrází, s uvažováním ztrát vody z nádrže

Nejistota vstupních dat $U_a = 3 \sigma$, s uvažováním ztrát								
O_p	$\mu(V_z)$	$U_a(V_z)$	$\mu(V_z)$	$U_a(V_z)$	$\mu(V_z)$	$U_a(V_z)$	$\mu(V_z)$	$U_a(V_z)$
$[\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}]$	$[\text{m}^3]$	$[\text{m}^3]$	$[\text{m}^3]$	$[\text{m}^3]$	$[\text{m}^3]$	$[\text{m}^3]$	$[\text{m}^3]$	$[\text{m}^3]$
	$\pm 3 \%$		$\pm 6 \%$		$\pm 9 \%$		$\pm 15 \%$	
2.1	33 968 392	664 824.4	34 052 032	1 404 835	34 146 628	2 156 936	34 351 324	3 670 874
2.2	42 131 484	933 329.0	42 139 064	1 866 836	42 146 452	2 798 523	42 172 260	4 641 022
2.3	50 529 036	935 541.0	50 537 540	1 871 521	50 538 560	2 781 228	50 535 320	4 598 035
2.4	58 520 816	917 176.9	58 546 048	1 765 781	58 547 516	2 629 551	58 543 992	4 353 340



Obrázek 4. Průběhy prázdnění nádrže pro $O_p = 2,4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ a pro uplatnění vstupní nejistoty $u_a = \pm 5 \%$ na přítoku, batygrafických křivkách, výparu a průsaku hrází, s uvažováním ztrát.

Z provedené analýzy pro Úlohu č. 1 je zřejmé, že velikosti vstupních nejistot ovlivňují zásobní objem nádrže. S nárůstem vstupních nejistot roste i rozptyl hodnot zásobního objemu.

Převedeno číselně např. pro vstupní nejistotou $u_a = \pm 6 \%$ uplatněnou na přítoku, bez uvažování ztrát a $O_p = 2,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ je výsledný zásobní objem $40\,236\,464 \pm 1\,804\,719 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, procentuálně $\pm 4,49 \%$, zásobní objem tedy může nabývat hodnot $V_z \in (38\,431\,745 \text{ m}^3; 42\,041\,183 \text{ m}^3)$. Pro stejný případ s uplatněním nejistot na všech vstupech a s uvažováním ztrát vody z nádrže pak zásobní objem vychází $42\,139\,064 \pm 1\,866\,836 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, procentuálně $\pm 4,43 \%$, zásobní objem tedy nabývá hodnot $V_z \in (40\,272\,228 \text{ m}^3; 44\,005\,900 \text{ m}^3)$.

Dále např. pro $O_p = 2,4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ a pro kombinaci uplatnění nejistot na všech vstupech s rozšířenou nejistotou $\pm 6 \%$ při uvažování ztrát vody z nádrže může zásobní objem nádrže nabývat přibližně hodnot $V_z \in (56\,780\,267 \text{ m}^3; 60\,311\,829 \text{ m}^3)$, neboli $V_z = 58\,546\,048 \pm 1\,765\,781 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, což odpovídá $\pm 3,01 \%$ a pro rozšířenou nejistotou $\pm 9 \%$ zásobní objem nabývá hodnot $V_z \in (55\,917\,965 \text{ m}^3; 61\,177\,067 \text{ m}^3)$, neboli $V_z = 58\,547\,516 \pm 2\,629\,551 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, tedy $\pm 4,49 \%$.

Z testovaných vstupů má nejvýznamnější vliv na rozšíření nejistoty zásobního objemu přítok vody do nádrže, dále několikanásobně nižší vliv mají batygrafické křivky nádrže, těsně následuje výpar z vodní hladiny a nejmenší až zanedbatelný vliv má průsak tělesem hráze.

Při analýze bylo zjištěno, že kombinace uplatnění nejistot pouze na batygrafických křivkách, výparu a průsaku hrází má dokonce menší vliv než samotný přítok vody do nádrže. Na druhou stranu při uplatnění nejistot této kombinace s nejistotami na přítoku do nádrže jsou již výsledky bezesporu ovlivněny, a proto je nutné s nimi do výpočtů uvažovat.

Z prezentované analýzy plyne doporučení, že na stranu bezpečnou se v pravděpodobnostním řešení dostaneme tehdy, pokud k výsledné střední hodnotě zásobního objemu nádrže přičteme hodnotu nejistoty.

Závěrem je nutno konstatovat, že prezentovaná citlivostní analýza byla provedena pouze pro jednu nádrž a výsledky tudíž nelze paušalizovat.

Poděkování

Tento článek byl podpořen specifickým výzkumným projektem FAST-S-15-2694 "Propagace nejistot v hydrologických a vodohospodářských aplikacích pro zmírnění dopadů sucha na vodní nádrže".

Literatura

- [1] Česká technická norma ČSN 75 2405 Vodohospodářské řešení vodních nádrží, ICS 93.160; 13.060.10, Český normalizační institut, Praha 2004.
- [2] Expression of the Uncertainty in Measurement in Calibration (*Metodika vyjadřování nejistot při kalibracích*) EA 4/02, 1997 (v ČR ALE-R2, 1997).
- [3] Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement (*Směrnice pro vyjadřování nejistoty při měření*), BIPM, IEC, IFCC, ISO, IUPAC, IUPAP, OIML, 1993.
- [4] KAŠPÁREK, L. *Odhad objemu nádrží potřebného pro kompenzaci poklesu odtoku vlivem klimatické změny*. VÚV Praha, 2005, Praha.
- [5] MARTON, D., STARÝ, M., MENŠÍK, P., *The Influence of Uncertainties in the Calculation of Mean Monthly Discharges On Reservoir Storage*, Journal of Hydrology and Hydromechanics. Volume 59, Issue 4, Pages 228–237, ISSN (Print) 0042-790X, DOI: 10.2478/v10098-011-0019-3, November 2011.
- [6] STARÝ M. *Nádrže a vodohospodářské soustavy (MODUL 02)*. Brno: VUT v Brně - Fakulta stavební, 2006, Brno.
- [7] TPM 0051 – 93 *Stanovení nejistot při měřeních, podnikové normy ÚNMZ – TPM*, Český metrologický institut, 1993.
- [8] WECC doc. 19 – 1990: Western European Calibration Cooperation, 1990.
- [9] ZAHRADNÍČEK, P., TRNKA, M., BRÁZDIL, R., MOŽNÝ, M., ŠTĚPÁNEK, P., HLAVINKA, P., ŽALUD, Z., MALÝ, A., SEMERÁDOVÁ, D., DOBROVOLNÝ, P., DUBROVSKÝ, M. and ŘEZNÍČKOVÁ, L. (2014), *The extreme drought episode of August 2011–May 2012 in the Czech Republic*. Int. J. Climatol. doi: 10.1002/joc.4211

VYUŽITÍ MALÝCH VODNÍCH NÁDRŽÍ K ČIŠTĚNÍ ZNEČIŠTĚNÝCH POVRCHOVÝCH A ODPADNÍCH VOD

Jan Šálek¹, Václav Tlapák², Petr Pelikán³, Pavla Pilařová⁴, Marek Štencel⁵

¹ Jan Šálek, Vránova 96, 621 00 Brno, tel. +420 544 525 632, salek.j@centrum.cz

² Václav Tlapák, ³Petr Pelikán, Mendelova univerzita v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno, tel. + 420 545 134 009

⁴ Atelier Fontes, Křídlovická 314/19, 603 00 Brno, tel. +420 549 255 496, fontes@fontes.cz

⁵ Marek Štencel, Severomoravské vodovody a kanalizace a.s., 28. října 1235/169, 709 00 Ostrava, tel. +420 731 534 951, marek.stencel@smvak.cz

Abstrakt

Náplní referátu jsou poznatky z problematiky využití malých vodních nádrží k zlepšení jakosti povrchových vod. Hlavní pozornost je věnována především řešení biologických nádrží, způsobu jejich návrhu, jejich uspořádání, řešení základních objektů. Podkladem pro zpracování jsou poznatky z dlouhodobého sledování vybraných ukazatelů.

Klíčová slova: vodní nádrž; biologické nádrže.

Abstract

The content of the article are the findings from the issue of small water reservoirs intended for improving surface water quality. The main attention is paid to solving biological reservoirs, the manner of their proposal, their organization, the design of particular hydrotechnic structures. Information from long-term monitoring of selected indicators represent the basis of data processing.

Keywords: small pond; biological tanks.

Úvod

Malé vodní nádrže jsou významným činitelem, který se podílí na zlepšování jakosti povrchových vod. Podle ŠTĚPÁNKA et al. [17] přirozeným biologickým procesem dochází ke snížení obsahu fosforečnanů o 60 až 90 %, dusičnanů o 25 až 50 %, amoniaku o 20 až 40 %, nerozpuštěných látek o 90 až 95 %. Podle různých autorů dochází při průtoku vody malými vodními nádržemi k odstranění choroboplodných mikroorganismů v rozsahu 96 až 99 %, cit. ŠÁLEK [12,13]. Podrobný popis anaerobních procesů uvádí ŠTĚPÁNEK et al. [17], aerobních procesů TOTH a KMEŤ [18], SLÁDEČKOVÁ a SLÁDEČEK [11] aj. Na výsledném čistícím účinku se podílejí podle DYKYJOVÉ [6] autotrofní organismy a vyšší rostliny, především makrofyty. Nejnovější poznatky z výzkumu jakosti vody v rybnících uvádí DURAS et al. [5], problematiku eutrofizace rybníčních nádrží zpracoval PECHAR [10]. Malé vodní nádrže plní převážně jednu dominantní funkci a řadu funkcí vedlejších. Stručný přehled funkcí nejčastěji se vyskytujících malých vodních nádrží je uveden v tab. 1.

Vzhledem k rozsáhlosti dané problematiky, hlavní pozornost jsme soustředili na aerobní biologické nádrže, které jsou součástí skupiny stabilizačních nádrží – tab. 2.

Aerobní biologické nádrže nacházejí uplatnění zejména při čištění splaškových vod z jednotlivých domácností, skupin rodinných domků, hotelů, rekreačních, restauračních zařízení,

letních táborů, drobných provozů, venkovského osídlení, menších měst, k čištění a d znečištěných povrchových a dočištění čištěných odpadních vod.

Metodika

Problematiku aerobních biologických nádrží (BN) jsme řešili převážně na pracovišti Ústavu vodního hospodářství krajiny FAST VUT v Brně. Zaměřili jsme se především na problematiku kyslíkového režimu, návrh, uspořádání, řešení objektů, technologii provozu. Výzkumné práce jsme uskutečnili v laboratorních podmínkách (obr. 1), na poloprovozních modelech v Břežině při ČOV Tišnov (obr. 2) a provozních podmínkách dočišťovací nádrže v Dražovicích (obr. 3) a periodicky provzdušované BN ve Studenci (obr. 4). Současně jsme využili starší zkušenosti na návrhem a provozem BN ve Vysokých Studnicích a výsledky z matematického modelování proudění v BN, realizované v šedesátých až osmdesátých letech.

Kyslíkový režim jsme zkoušeli v laboratorních podmínkách, kde jsme zjišťovali vliv větru a deště na prokysličením, přestup kyslíku hladinou a umělé provzdušení mikrobublínovou aerací. V poloprovozních podmínkách jsme porovnávali průběh kyslíkového režimu, čisticí procesy v neprovzdušované a periodicky provzdušované BN, sledovali jsme produkci kyslíku řasami a sinicemi v procesu fotosyntézy. Provozní zařízení v Dražovicích tvořila dočišťovací BN určená k dočištění čištěných odpadních vod za vegetační kořenovou čistírnou. Kromě průběhu dočišťování odpadních vod byl sledován negativní vliv okřehku a sulfanu na čisticí proces. Ve Studenci, na místní ČOV, jsme sledovali průběh produkce kyslíku řasami a sinicemi, účinnost periodicky zapínané hladinové aerace, vliv síťových plůtek (clon) na rovnoměrnost proudění. Na obou objektech jsme sledovali čistící účinek mechanického stupně čištění a kalové hospodářství. V Dražovicích se ještě zjišťoval čistící účinek vegetační kořenové čistírny, provoz v zimě aj.

Dosažené výsledky

Výsledný čistící účinek biologických nádrží závisí zejména na množství, fyzikálním, chemickém a biologickém složení přítékající mechanicky čištěné odpadní vody, podílu balastních vod, teplotě, fyzikálních, chemických a biologických vlastnostech vodního prostředí, jeho oživení, intenzitě samočisticích procesů, na hydraulických podmínkách, délce filtrační dráhy, době zdržení vody, klimatických podmínkách, zejména na teplotě, dešťových srážkách, směru a síle větru, počtu mrazových a ledových dnů, na umístění nádrží v terénu, případnému zastínění, stupni ředění odpadních vod, přítoku srážkových vod aj.

Tabulka 1. Přehled malých vodních nádrží využívaných v krajině a při ochraně životního prostředí

Druh a funkce malé vodní nádrže	Druh a funkce malé vodní nádrže
a) Zásobní nádrže	b) Ochranné (retenční) nádrže
Závlahové, průmyslové, vodárenské plnicí funkce akumulací, aktivizační, retardační, kompenzační, zlepšují jakost vody	Suché nádrže s malým zásobním prostorem, protierozní záchytné, kompenzační apod.) infiltrační, zlepšují jakost vody
c) Stabilizační nádrže	d) Speciální účelové nádrže
Chladicí, předešřívací, usazovací, biologické (anaerobní, aerobní, provzdušované a dočišťovací), dominantní je čistící účinek	Recirkulační, vyrovnávací, rozdělovací, protipožární, energetické, příznivě ovlivňují jakost vody
e) Asanační a dočišťovací nádrže	f) Rekreační nádrže
Záchytné, skladovací a laguny asanační, dočištění odtoku z komunikací, příznivý čistící a dočišťovací účinek	Koupaliště (přírodní, umělá aj.), sportovní (plavání, vodní sporty apod.), léčebné nádrže, zlepšují jakost vody
g) Krajínově a sídlištní nádrže	h) Nádrže na ochranu biotopů
Okrasné v krajině, urbanizovaném prostředí a parcích, návesní rybníčky, významný čistící účinek, zvýšení jakosti vody	Umělé vodní biotopy, umělé mokřadní biotopy, vodní a mokřadní refugia, příznivý vliv na jakost vody
i) Srážkové nádrže	j) Hospodářské nádrže
Akumulační nádrže a cisterny, infiltrační, sedimentační, zvyšují jakost využívaných srážkových vod.	Rybochovné a hospodářské nádrže různého typu a uspořádání extenzivně využívané rybníky zvyšují jakost vody
k) Rekultivační nádrže	l) MVN v lesním prostředí
Nádrže určené k rekultivaci narušené krajiny těžbou stavbami aj., zvyšují jakost vody	Nádrže související s plněním funkcí lesa, zvyšují jakost vody

Tabulka 2. Přehled základních typů stabilizačních nádrží a možnosti jejich využití

Stabilizace	Typ nádrží	Rozdělení
Úprava fyzikálních vlastností	Chladicí	Akumulační – průtočné - kombinované
	Oteplovací	Akumulační – průtočné - kombinované
	Sedimentační	Horizontální – vertikální řízené proudění
Úprava a stabilizace fyzikálních, chemických a biologických vlastností	Aerobní biologické nádrže	Nízkozatěžované – jedno- a vícestupňové
		Vysokozatěžované – jedno- a vícestupňové
		Provzdušované- řízeně - nárázově
		Dočišťovací – řízeně – neřízeně (rybníky)
	Fakultativní	Přechodné mezi anaerobními a aerobními
	Anaerobní biologické nádrže	Průtočné – řízeně - neřízeně
		Sedimentační s horizontální prouděním
		Akumulační – průmyslové odpadní vody

V laboratorních podmínkách byl stanoven vliv rychlosti větru a dešťových srážek na prokysličení. Rychlost větru se výrazným způsobem podílí na prokysličení, např. příjem kyslíku hladinou činil při rychlosti větru 1 ms^{-1} $0,22 \text{ gm}^{-2} \text{ h}^{-1}$, při rychlosti větru 2 ms^{-1} příjem kyslíku činil $0,6 \text{ gm}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Při dešti dochází k prokysličení dešťových kapek, vliv dopadu dešťových kapek na hladinu vody v BN je zanedbatelný. Podrobnosti uvádí ŠTENCEL [15], STENCEL, SALEK, STENCLOVÁ [16] Přestup kyslíku do vodního prostředí zkoumali MALÝ-MALÁ-ŠÁLEK [8].

Průběh proudění v BN jsme zkoumali na fyzikálním modelu 1:2. Na poloprovozních fyzikálních modelech a funkčních biologických nádržích (čistírnách) se zjišťovala produkce kyslíku řasami a sinicemi, umělé provzdušení mikrobublínkovou aerací a průběh čistících procesů v biologické nádrži. V provozních zařízeních se zkoumal vliv usměrňovacích staveb na rovnoměrnost proudění v biologické nádrži. Tato šetření navazovala na starší výzkum proudění zpracovaný pomocí matematického modelování, Podrobně jsme

sledovali čistící proces v nádržích s plovoucí biomasou, Plovoucí biomasa (okřehky) znemožňuje pronikání slunečního záření a vytváří poměrně nízkou aerobní zónu, pod níž se nachází vrstva anoxická a dále anaerobní vrstva – obr.3; čistící proces se projevuje určitými pachovými závadami.

Seznam publikací z výzkumu aerobních a anaerobních biologických nádrží a umělých mokřadů uvádějí ŠÁLEK a TLAPÁK [3]. V závěrečné zprávě MSM 261100006 „Výzkum čistících procesů ve vodním, půdním a mokřadním prostředí“ Brno: FAST VUT 2005 je přílohou seznam 131 publikací s výsledky šetření v rámci citovaného výzkumného úkolu.

Diskuse

Výzkum aerobních a anaerobních biologických nádrží probíhal s určitými přerušováními od šedesátých let uplynulého století. Podrobný výzkum v provozním měřítku uskutečnili na ČOV



Obrázek 1. Laboratorní výzkum vlivu rychlosti větru na prokysličení

Mořice v osmdesátých letech minulého století pracovníci VÚV Praha EFFENBERGER, DUROŇ, SLADKÁ [7]. Při řešení jsme navázali na starší výsledky výzkumu realizované na FAST VUT Brno ŠÁLEK [1,2,3] a na poznatky dalších pracovníků VÚV Praha a HDP Č.Budějovice. V poslední době se touto problematikou ve VÚV zabývá MLEJNSKÁ et al [9].

V rámci výzkumných šetření jsme ověřili postup výpočtu aerobních biologických nádrží navržený UHLMANNEM [19] a doporučujeme jej k využití.

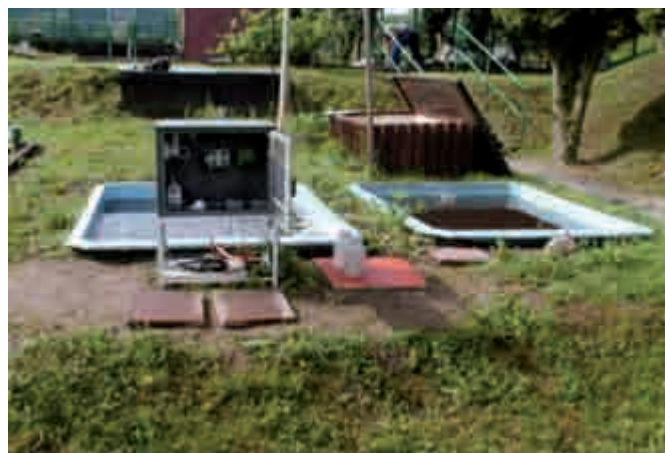
$$K_1 = \frac{t^{-1/[1.391+1.304/T+(0.061+0.05T)/L]}}{0.327+10.277/T+1/[(0.25+0.476/T)L]} \quad C_{odt} = \frac{C_{pf}}{\left(1 + \frac{K_1 t}{n}\right)^n}$$

kde: C_{odt} a C_{pf} - hodnota BSK v odtékající a přitékající vodě [$g\ m^{-3}$], t - průměrná doba zdržení [d], n - počet sériově zapojených biologických nádrží. „Rychlost odstranění“ K_1 stanovil na základě podrobných šetření na nově vybudovaných biologických nádržích nelineární regresní analýzou, K je funkcí objemového zatížení, teploty a doby zdržení. T je střední teplota vody v příslušném ročním období ($^{\circ}C$), $L = C_{pf} / t$, L - objemové zatížení BSK ($g\ m^{-3}d^{-1}$)

Závěr

Poznatky z výzkumu biologických nádrží jednoznačně prokazují možnost širšího rozšíření využití aerobních a anaerobních biologických nádrží. Pro účely praxe byla zpracována autorským kolektivem řada publikací, které umožňují jejich navrhování a usnadňují provoz.

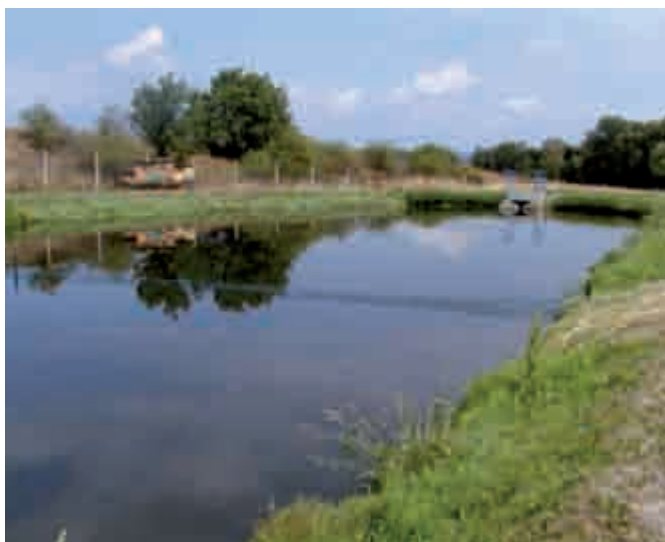
Provoz aerobních biologických nádrží je možné plně automatizovat, technologii a kyslíkový řídit pomocí kyslíkových čidel. Přidatná nárazová umělá aerace se jeví jako potřebná na odstranění potíží s přemnožením řas a sinic a jejich odumírání, rovněž v zimním období, kdy dochází k zamrzání hladiny biologických nádrží a neprobíhá asimilace vodních organismů.



Obrázek 2. Poloprovozní modelový výzkum aerobních biologických nádrží



Obrázek 3. Biologická nádrž Dražovice, sledování průběhu čistícího procesu



Obrázek 4. Biologická nádrž Studenec, výzkum usměrňovacích plůtků

Literatura

- [1] ŠÁLEK, J., KUJAL, B., DOLEŽAL, P. *Rybníky a účelové nádrže*. Brno: VUT, 1989, 144 s.
- [2] ŠÁLEK, J., MIKA, Z., TRESOVÁ, A. *Rybníky a účelové nádrže*. Praha: SNTL, 1989, 267 s.
- [3] ŠÁLEK, J., TLAPÁK, V. *Přírodní způsoby čištění znečištěných povrchových a odpadních vod*. Praha: ČKAIT, 2006, 283 s.
- [4] ŠÁLEK, J., KRÍŠKA, M., PÍREK, O., PLOTĚNÝ, K., ROZKOŠNÝ, M., ŽÁKOVÁ, Z. *Voda v domě a na chatě*. Praha: Nakladatelství Grada, 2012, 144 s.

- [5] DURAS,J. et al. Rybníky a jakost vody. *Vodní hospodářství*,2015, č.7, s. 15 až 24
- [6] DYKYJOVÁ,D. Použití vyšších rostlin k biologickému čištění a dočišťování odpadních vod. *Vodní hospodářství-řada B*, 1977, s.60-64
- [7] EFFENBERGER,M.,DUROŇ,R.,SLADKÁ,A. *Stabilizační nádrže*. Praha: MLVH ČSR, 1986, 104s.
- [8] MALÝ,J. MALÁ,J. ŠÁLEK,J. Přestup kyslíku do vodního prostředí. 50. *Vodní hospodářství*,2000,č. 9, s.5-7
- [9] MLEJNSKÁ,E. et al. *Extenzivní způsoby čištění odpadních vod*. Praha:VÚV, 2009, 119 s.
- [10] PECHAR,L. Století eutrofizace rybníků-synergický efekt zvyšování zátěže živinami a nárůstu rybích osádek. 65. *Vodní hospodářství*, 2015, č.7,s. 1až 6
- [11] SLÁDEČKOVÁ,A.SLÁDEČEK,V. *Hydrobiologie*. Praha: ČVUT, 141 s.
- [12] ŠÁLEK J. *Malé vodní nádrže a životní prostředí*. Brno: ČSVTS, 1987, 72 s.
- [13] ŠÁLEK J. *Návrh a využití biologických nádrží na čištění odpadních vod*. Metodiky ÚVTIZ Praha: 1994, č. 15, 44 s.
- [14] ŠÁLEK,J., MALÁ,E. (ed.) *Stabilizační a dešťové nádrže*. Sborník referátů z konference. Brno: FAST VUT, 2001, 67 s.
- [15] ŠTENCEL,M. *Kyslíkový režim biologických nádrží*. Disertační práce. Brno: ÚVHK FAST VUT, 2009, 99 s., 14 příloh
- [16] STENCEL, M., SALEK, J., STENCLOVA, P., ROZKOSNY, M. The research and the control of the oxygen regime in aerobic ponds. *In: Waste Stabilisation Ponds*. Avignon: IWA, ASTEE, 2004, p. 203 –211
- [17] ŠTĚPÁNEK,M. *Hygienický význam životních jevů ve vodách*. Praha: Avicenum, 587 s.
- [18] TÓTH,D., KMEŤ,T. Matematické modelovanie nitrifikačného procesu ve vodnej nádrži. *In: Voda živoné prostredie*, 1983, s. 59 - 69
- [19] UHLMANN,D. et al. A new design procedure for waste stabilization ponds. 55. *JWPCF*, 1983, č. 10, s. 1252-1255.

ZMĚNA LITORÁLNÍCH POROSTŮ PP ZELEDÁRKY U PROTIVÍNA

Anita Petřů, Blanka Tesařová, Emilie Pecharová

Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí, Kamýčká 129, 165 21 Praha 6 – Suchbátka
tel. +420 224 386 206, anita.petru@gmail.com

Abstrakt

V letních sezónách 2013 a 2014 bylo provedeno sledování složení a změn mokřadní vegetace na deseti rybnících přírodní památky Zelendárky u Protivína (jižní Čechy). Byla určena společenstva a dominantní druhy, dynamika těchto společenstev a dominant byla hodnocena v různých ekofázích. Výsledky byly porovnány s historickými záznamy ze dvou období: 1) 1941 – 1949, 2) 1961 – 1976. Byl pozorován trend úbytku asociací i dominantních druhů. Výsledky naznačují, že tento trend pokračuje, a to i v oblasti, kde probíhá v důsledku dlouhodobé ochrany přírody šetrný management. V současnosti byl zaznamenán poloviční počet asociací i dominantních druhů. Je patrný klesající trend ve výskytu bahenních bylin mělce zaplavené zóny, citlivých submerzních druhů a vysokých ostříc. Na postupu jsou naopak druhy tvrdého litorálu a drobnolisté plovoucí rostliny, které jsou odolné vůči mechanickému poškození a nejsou náročné na kvalitu vody. Studie byla provedena v rámci hodnocení výskytu a stability mokřadních ekosystémů využitelných pro minimalizaci případného dopadu radiologické kontaminace jaderné elektrárny Temelín na krajinu.

Klíčová slova: vodní makrofyt; rybník; fytocenologie; jižní Čechy; JETE.

Abstract

During summer periods of 2013 and 2014 a phytosociological survey was held, which was focused on aquatic macrophyte species abundance in small-scale protected area Zelendarky, Protivin, South Bohemia. Obtained data were used to determine plant communities and dominant species. Population dynamics of communities was assessed throughout littoral ecophases. Recent data were compared against historical records from two periods: 1) 1941 – 1949, 2) 1961 – 1976. Decline in number of present associations and dominant species is apparent in the second historical period. Current observations indicate this tendency remained unaltered even though conservation management has been applied over the last 30 years. Both plant associations and dominant species exhibit drop by half since the 40's. Particularly, sedge stands, herbs of shallow waters and sensitive submerged species are negatively affected in their abundance. Contrariwise, reed stands and small-leaved floating species are increasing in abundance as they are resilient against mechanical disturbance and do not require high water quality. This study was carried out together with mapping of occurrence and stability of wetland ecosystems potentially suitable for minimization of possible radiological contamination of landscape within an emergency zone of nuclear power plant Temelin.

Keywords: aquatic macrophytes; fishpond; phytosociology; South Bohemia; JETE.

Úvod

Cílem studie bylo určit trendy ve výskytu populací vodních a mokřadních rostlin během dlouhého časového období, a tyto uvést do souvislosti s vlivem managementu na kvalitu vody a funkci ekosystému. Studované rybníky jsou součástí Přírodní památky (PP) Zelendárky východně až severovýchodně od města Protivína. Jedná se o území, které je podle české legislativy chráněno zákonem od roku 1985. Předmětem ochrany jsou rybníční ekosystémy s přílehlými mokřady. Do PP Zelendárky je zahrnuto celkem 10 rybníků z rozsáhlejší rybníční soustavy. Zájmové území se nachází v oblasti bezpečnostní zóny jaderné elektrárny Temelín (okruh 13 km), kde v současné době probíhá komplexní výzkum možných vlivů JETE na přírodu a krajinu. Vodní rostliny hrají důležitou roli ve struktuře většiny sladkovodních ekosystémů [1]. Přítomnost vyvinuté vegetace makrofyt pozitivně ovlivňuje kvalitu vody a celkový charakter vodního ekosystému [2]. Jejich význam roste zejména v mělkých nádržích, kde mají často vysokou pokryvnost a podílejí se na čištění vody, včetně možné akumulace kontaminantů [3]. Makrofyt hraje důležitou roli v koloběhu živin a biochemických procesech, zvyšují produkci organického uhlíku, imobilizují fosfor a stopové prvky [4]. Vodní rostliny mají obvykle nevyrovnanou distribuci podmíněnou prostorovými odchylkami ve frekvenci a intenzitě disturbancí, různé rychlosti růstu a kolonizační sukcese [5]. Výskyt jednotlivých druhů v závislosti na obsahu rozpuštěných živin je značně variabilní. Druhová pestrost klesá se zvyšujícím se obsahem dostupných živin a vzrůstá úměrně s rostoucí velikostí nádrže. Průměrná pokryvnost druhů klesá se zvyšujícím se obsahem živin a zvyšující se turbiditou, ovšem i zde je vysoká variabilita [3]. Práce je založena na myšlence zhodnocení dlouhodobé změny struktury a stability makrofytních porostů vodních ploch v zájmové oblasti. Dlouhodobé trendy je možné přesně vyhodnotit díky existenci podrobných podkladů ze začátku 40. let 20. století. Současné hodnocení bylo metodicky přizpůsobeno klasifikaci dle vegetačních jednotek [8].

Materiál a metody

V letních obdobích let 2013 a 2014 byl v zájmové oblasti proveden terénní průzkum. V obou letech byla provedena inventarizace veškerých rostlinných druhů PP Zelendárky. Byla zjišťována přítomnost druhů ve volné vodě, v litorálních porostech, na přílehlých mokřících loukách, ale i suchozemských druhů, které se nacházejí v těsné blízkosti nádrže (hráz), včetně dřevin. Zjištěné výsledky byly porovnány s dostupnými historickými údaji ze 40. a 70. let 20. století. Byly vyhodnoceny změny ve vegetační skladbě litorálních porostů v zájmovém území za uplynulých 70 let. Všechny hodnocené rybníky jsou součástí rybníční soustavy Podkrčí. Na každém rybníku bylo zpracováno 6 typických fytocenologických snímků (3 x 3 m). Pro interpretaci byla použita Braun – Blanquetova stupnice pokryvnosti. Z lodi byla následně odhadnuta pokryvnost dominantních druhů. Další druhy byly dohledány z vody, odkud byla dodatečně

upřesněna pokryvnost. Výsledky fytoocenologického snímkování byly utříděny do souhrnných klasifikačních tabulek [6]. Rostlinné druhy v tabulkách byly tříděny do skupin dle jejich příslušnosti k ekofázi, aby byla ujasněna pokryvnost v jednotlivých etázích [7]. Pro určení přítomných asociací byla použita formalizovaná klasifikace dle Chytrého [8], kdy je každá asociace formálně definována a je jasně vymezena druhy, které se ve snímku musí vyskytovat. Důraz byl kladen na ověření dominantních a diagnostických druhů, stanovištní ekologii vybraných asociací a pochopitelně ověření výskytu dané na asociace na mapě rozšíření. Data získaná z fytoocenologického snímkování byla porovnána s dostupnými historickými záznamy. Historické fytoocenologické snímky byly získány z České národní fytoocenologické databáze [9]. Cenné údaje o výskytu vegetačních jednotek ve 40. a 70. letech 20. století jsou shrnuty v díle S. Hejného a jeho pracovní skupiny [10].

Výsledky a diskuse

Při inventarizaci rostlinných druhů v zájmovém území bylo celkem zjištěno 318 druhů, z nichž je pouze 16 druhů řazeno do některé z kategorií druhů Červeného seznamu cévnatých rostlin pro Českou republiku. Nejcennějším druhem je *Trapa natans* (C1 – kriticky ohrožená), která byla nalezena na dvou hodnocených lokalitách. Na první lokalitě byl výskyt *T. natans* ojedinělý, na lokalitě Starý u Nové vsi se druh nacházel velmi hojně, což může svědčit o silné vrstvě organogenního bahna na dně. Žádoucí management při velkém nárůstu je, s ohledem na další složky ekosystému, šetrná regulace. [8]. Celkem 12 nalezených druhů patří do kategorie C3 (zranitelný) a tři druhy do kategorie C4 (vyžadující pozornost). Bližší informace o nalezených druzích a podrobné výsledky shrnuje ve své práci Petrů [11]. Na rybnících v zájmovém území byl první fytoocenologický průzkum proveden v období 1941–1949. V této době však dva rybníky na soustavě ještě neexistovaly, zároveň byly do historického hodnocení zahrnuty tři rybníky, které nebyly hodnocené v sezónách 2013 a 2014 (rybníky, které nejsou součástí PP Zelendárky). Pro složení a vývoj vodní bioty je klíčovým faktorem průtočný režim, který zajišťuje migraci organismů a diaspor. Na rozšíření makrofyt v soustavě nádrží má vliv jejich propojení pomocí kanálů, morfologie kanálů i břehů nádrží, průtočný režim a kolísání vodní hladiny [5]. Vzhledem k intenzivnímu (kapro-kachní chov) hospodářskému využívání nedávno vzniklých nádrží ležících na soustavě, (přičemž jedna je z území PP vyjmuta), lze usuzovat na zvýšení objemu rozpuštěných živin a snížení průhlednosti vody, v této nádrži. Díky jejímu propojení s rybníky PP v rámci zachování průtočného režimu soustavy lze tyto nádrže považovat za významnou zátěž [11]. Přestože byla soustava takto změněna, průtočnost rybníků nebyla ovlivněna. Z tohoto důvodu je možné historické

záznamy porovnávat se současnými daty. V závěrečné zprávě z roku 1980 [10] autoři uvádějí, že oproti prvnímu hodnocenímu období (1941–1949) byly v druhém období (1961–1976) počty zjištěných asociací a dominant nižší. Počet asociací klesl z 55 na 51 a počet dominant klesl ze 103 na 93. Rozdíl mezi obdobími 1961–1976 a 2013–2014 je však ještě nápadnější; počet asociací klesl z 51 na 20 a počet zjištěných dominant z 23 na 4. Pokles za posledních 70 let je tedy více než dvojnásobný. Je třeba vzít v úvahu pouze dvouletou periodu aktuálního monitoringu a fakt, že nebyla revidována společenstva obnažených den. Nicméně i tak je patrná klesající tendence v diverzitě vegetace (Tab. 1).

V prvním hodnoceném období bylo zjištěno celkem 19 asociací společenstev mělkého litorálu a obnažených den s 54 dominantními druhy, oproti tomu v roce 2013 byly zjištěny pouze 3 asociace se 4 dominantními druhy (Tab. 2.). Pokles diverzity společenstev mělkého litorálu a obnažených den je za posledních cca 70 let významný. Během monitoringu v roce 2013 nebyla v zájmovém území nalezena obnažená dna. Žádný z rybníků nebyl letněný a na žádném z nich nebyl ani udržovaný nižší stav vodní hladiny. Během sezóny 2014 byly sice některé rybníky ponechány na nízké vodě, avšak asociace obnažených den nebyly dostatečně vyvinuty. Do výsledků jsou v období 2013–2014 jsou proto zahrnuty pouze druhy mělkého litorálu (Tab. 2.). Podrobná data k fytoocenologickému hodnocení zájmového území uvádí Petrů [11].

V ekofázi vodního sloupce byly v současnosti zaznamenány ass. *Ceratophylletum demersi* (nově), *Utricularietum australis*, *Potamo pectinati* - *Myriophylletum spicati*. Potvrzeny nebyly asociace *Sparganio minimi* – *Utricularietum intermediae* a *Nymphaetum candidae*, které byly na ústupu již v 40. letech 20. století [10]. Nově byla identifikována asociace *Trapetum natantis*. Ze svazu *Potamion* vymizela většina asociací a zbývají pouze fragmentální zbytky (*Potamion lucentis*, *Elodeetum canadensis*, *Potametum pusilli*, *Parvopotameto-Zannichellietum pedicellate*, *Potametum trichoidis*, *Potemetum crispi*). Z těchto asociací byly v minulosti na ústupu pouze *Elodeetum canadensis* a *Potametum crispi*, ostatní asociace zaznamenávaly nárůst. V současné době nebyly potvrzené. Ze svazu *Potamion* byla zjištěna pouze roztroušeně asociace *Potametum natantis*. Také nebyla zjištěna asociace *Ranunculetum aquatilis*. Historicky rostoucí trend byl zaznamenán u asociací *Potametum pusilli*, *Parvopotameto-Zannichellietum pedicellate* a *Potametum trichoidis*, které nebyly potvrzeny v rozvinuté formě. Populační exploze byla dokládána u asociace *Potamion lucentis*. Ostatní asociace vykazovaly v minulosti klesající tendenci, která je v současnosti potvrzena. Studie provedená v letech 1970–1980 na rybníku Řezabinec [12] rovněž uvádí vymizení asociací tohoto svazu a dokládá významné ochuzení až degradaci stanoviště. Ze svazu *Eleocharito palustris* – *Sagittarion*

Tabulka 1. Změna výskytu společenstev hladin a perenujících společenstev

	Hejný et al. 1941-49	Hejný et al. 1961-76	2013-2014
asociace	36	33	17
dominanty	49	46	23

Tabulka 2. Změna výskytu společenstev mělkého litorálu a obnažených den

	Hejný et al. 1941-49	Hejný et al. 1961-76	2013 - 2014
asociace	19	18	3
dominanty	54	47	4

sagittifoliae byly potvrzeny asociace *Oenanthetum aquaticae*, v minulosti rostoucí, *Scirpetum radicans* a *Eleocharitetum palustris*, obě dříve na ústupu. Asociace *Alopecuro – Alismatetum plantaginis – aquaticae* a *Butometum umbellati* potvrzeny nebyly. Všechny zmíněné asociace vykazovaly v minulosti klesající trend kromě as. *Alopecuro – Alismatetum plantaginis – aquaticae*. Byliny mělkého litorálu jsou dnes na lokalitě rozvinuty v několika asociacích; *Oenanthetum aquaticae*, *Scirpetum radicans* a *Eleocharitetum palustris*. Nebyly však pozorovány asociace *Alopecuro – Alismatetum plantaginis – aquaticae*, *Ranunculo-Juncetum bulbosi*, *Limosello aquaticae – Eleocharitetum acicularis*, *Sparganio minimi – Utricularietum intermediae*, a *Butometum umbellati*, což představuje významný úbytek a lze se domnívat, že tento typ vegetace je znevýhodněn, oproti např. rákosovým porostům, poněvadž je náchylný k negativní reakci na mechanické narušování [12]. Vegetace rákosin vykazovala v minulosti vzrůstající v celém svazu *Phragmitetum australis*. Všechny asociace tohoto svazu nalezené v minulosti byly potvrzeny i v současnosti (*Typhetum angustifoliae*, *Typhetum latifoliae*, *Glycerietum maximae*, *Acoretum calami*). Nově byly v tomto svazu rozpoznány ass. *Phragmitetum australis* a *Scirpetum radicans*. Nebyly potvrzeny pouze ass. *Schoenoplectetum lacustris* a *Equisetetum fluviatilis*. Z lokality také vymizelo několik asociací vysokých ostřic ze svazů *Magno – Caricion elatae* a *Carici – Rumicion hydrolapathi*. Jedná se o asociace *Caricetum acutiformis*, *Caricetum vesicariae*, které byly v minulosti stabilní, dále *Caricetum davallinae*, *Caricetum rostratae*, *Cicuto virosae – Caricetum pseudocyperii* a *Caricetum elatae*, které však vykazovaly klesající trend již ve druhém historickém období. Znovu identifikovány byly pouze asociace *Caricetum gracilis* (historický trend klesající) a *Phalaridetum arundinaceae* (historický trend rostoucí). Nejhojnější výskyt v současnosti zaznamenaly asociace *Typhetum latifoliae* a *Ceratophylletum demersi*, obě identifikované na čtyřech rybnících z deseti sledovaných. Častý byl také výskyt asociací *Typhetum angustifoliae* a *Glycerietum maximae*, jež byly zaznamenány na 3 rybnících z 10. Menší hojnost výskytu (2 rybníky z 10) zaznamenaly asociace *Lemno – Spirodeletum polyrhizae*, *Lemno minoris – Riccietum fluitantis*, *Potametum natantis* a *Acoretum calami*. Pouze na 1 rybníku byly nalezeny asociace *Lemnon minoris*, *Utricularietum australis*, *Trapetum natantis*, *Scirpetum radicans*, *Scirpetum sylvatica*. Nově bylo na lokalitě identifikováno 5 asociací. Významná je zejména asociace *Trapetum natantis*, hojně se vyskytující na Starém u Nové vsi. Ve vodním sloupci se nově objevily asociace *Potametum natantis* a *Ceratophylletum demersi*. V rákosinách některých rybníků se nově objevují asociace *Phragmitetum australis* a *Scirpetum sylvatica*. Pecharová [12] ve své studii vegetace rybníka Řezabinec zaznamenává obdobný problém, tedy ústup ostřicových porostů, který na předmětném území zapříčinila především hnízdní kolonie racka chechtavého, zvýšené rybí obsádky a patrný negativní vliv trvale zvýšené hladiny v nádrži a s tím spojené expanzivní pronikání rákosu do ostřicové vegetace.

Závěr

Hodnocení dynamiky porostů makrofyt na PP Zelendárky průřezově zachycuje vývoj jejich populací za posledních cca 70 let. Přestože poslední hodnocení probíhalo v porovnání s minulým monitoringem pouze dvě vegetační období, lze z výsledků usuzovat, že výskyt rozvinutých společenstev a jejich rozmanitost vykazuje sestupnou tendenci. Zatímco společenstva mělkého litorálu (svaz *Eleocharito palustris – Sagittarion sagittifoliae*), vysokých ostřic (svazy *Magno – Caricion*) a vodního sloupce (třída *Potametea*) jsou na ústupu, vegeta-

ce rákosin a společenstva hladin zaznamenávají nárůst (třída *Lemnetea* a vegetace rákosin). Na postupu jsou druhy tvrdého litorálu (*Typha* sp., *Phragmites australis*, *Glyceria maxima*). Do některých míst tvrdých litorálů vstupují terestrické druhy jako *Phalaris arundinacea*, *Scirpus sylvatica*, *Lythrum salicaria*, *Lycopus europeus*, *Solanum dulcamara* a *Urtica dioica*. Litorální zóna většiny rybníků je tvořena především asociacemi *Typhetum angustifoliae*, *Typhetum latifoliae*, *Glycerietum maximae* a méně *Phragmitetum australis*. U mělkého litorálu byly zaznamenány asociace *Eleocharitetum palustris*, *Oenanthetum aquaticae* a *Scirpetum radicans*. Asociacemi charakteristickými pro vodní sloupec jsou v současné době pouze *Potametum natantis*, *Ceratophylletum demersi* a *Utricularietum australis*, na Starém rybníku u Krče potom *Trapetum natantis*. Společenstva hladin ve zkoumané lokalitě zastupují zejména asociace *Lemno – Spirodeletum polyrhizae* a *Lemno minoris – Riccietum fluitantis*. Ustupují druhy čeledi *Potamogetonaceae* (*Potamogeton pusillus*, *Potamogeton trichoides*, *Potamogeton crispus*), zcela vymizel *Potamogeton lucens*. Z této čeledi zaznamenal nárůst pouze *Potamogeton pectinatus*. Vegetace vysokých ostřic je na ústupu, zejména pak druhy *Carex vesicaria* a *Carex elata*. Mělký litorál je reprezentován ojedinělými nálezy *Eleocharis palustris* a *Scirpus radicans*. Více je možno pozorovat vývoj *Oenanthe aquatica*, její výskyt je však omezen na minimum nádrží. Identifikováno bylo mnoho druhů neofytních, ruderalních, nitrofilních a jeden invazivní (*Impatiens glandulifera*). Článek je doplněn posterem, který je možné vyžádat na kontaktní adrese první autorky studie.

Poděkování

Tato studie byla podpořena projektem „Minimalizace dopadu radiologické kontaminace na krajinu v bezpečnostní zóně jaderné elektrárny Temelín (VG20122015100), zaštitěný Ministerstvem vnitra ČR, v programu BVII/2-VS”.

Literatura

- [1] MOSS, B. *The Kingdom of Shore: Achievement of Good Ecological Potential in Reservoirs*. Freshwater Reviews, 2008, roč. 6, č. 1, s. 29–42.
- [2] CARPENTER, S., LODGE, D. *Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes*. Aquatic botany, 1986, roč. 26, s. 341–370.
- [3] SØNDERGAARD, M., JOHANSSON, L. S., LAURIDSEN, T. L., JØRGENSEN, T. B., LIBORIUSSEN, L., JEPPESEN, E. *Submerged macrophytes as indicators of the ecological quality of lakes*. Freshwater biology, 2010, roč. 55, č. 4, s. 893–908.
- [4] JEPPESEN, E. *The ecology of shallow lakes – Trophic interactions in the pelagial*. Danish National Environmental Research Institute, Silkeborg, 1998, 358 s.
- [5] BUNN, S., ARTHINGTON, A. *Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity*. Environmental Management, 2002, roč. 30, č. 4, s. 492–507.
- [6] MORAVEC, J. (ed.) *Fytocenologie*. Academia, Praha, 1994, 404 p;
- [7] JANDA, J., PECHAR, L. (eds.) *Význam rybníků pro krajinu střední Evropy: Trvalé udržitelné využívání rybníků v Chráněné krajinné oblasti a biosférické rezervaci Třeboňsko*. České koordinační středisko IUCN, Velká Británie, 1996, 189 s.
- [8] CHYTRÝ, M. (ed.) *Vegetace České republiky – 3: Vodní a mokřadní vegetace*. Academia, Praha, 2011, 827 s.
- [9] CNPD. Vegetation Science Group – Czech National Phytosociological Database, 2014, Online: <http://www.sci.muni.cz/botany/vegsci/dbase.php?lang=cz>;
- [10] HEJNÝ Š., BÁRTOVÁ E., HROUDOVÁ Z., HUSÁK Š., JEŘÁBKOVÁ O., OSTRÝ I., ZÁKRAVSKÝ P., ZEMANOVÁ E. *Vegetace makrofyt a dynamika jejich změn za 35 let (1942–1949, 1961–1976) v 11 rybníčních soustavách severní části Českobudějovicko-Vodňanské pánve s návrhy ochrany a regu-*

- lace. Závěrečná zpráva dílčího úkolu VI–1–6B/1: Fytocenologie vodních a mokřadních společenstev a typologie nádrží a toků, Díl 2. BÚ ČSAV, Průhonice, 1980, 190 s.
- [11] PETRŮ, A. *Změna litorálních porostů přírodní památky Zelendárky u Protivína*. Diplomová práce, ČZU, Praha, 2014, 89 s.
- [12] PECHAROVÁ, E., HEJNÝ, S., WOTAVOVÁ, K. *Flóra a vegetace NPR Řežabinec – vývoj v posledních padesáti letech*. In: Sborník z mezinárodní conference EKOTREND pořádané k 10. Výročí založení Jihočeské univerzity. České Budějovice. JU, ZF, 2011, s. 74 – 82.

NAKLÁDÁNÍ SE SEDIMENTEM Z VODNÍCH NÁDRŽÍ, MOŽNOSTI ROZDRUŽENÍ A DALŠÍHO VYUŽITÍ SEDIMENTU

Jaroslav Vrzák¹, Jaroslav Knotek², Jakub Borovec³, Mojmír Dadejčík⁴, Petr Krist⁵

¹ HG partner s.r.o., Smetanova 200, 250 82 Úvaly, vrzak@hgpartner.cz

² PS PROFI s.r.o., Traubova 6, 602 00 Brno

³ Biologické centrum AV ČR, v. v. i., Hydrobiologický ústav, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice,

⁴ AW DAD s.r.o., Liberecká 778, 412 01 Litoměřice

⁵ URGa s.r.o., Holická 1090, 779 00 Olomouc

Abstrakt

Tento článek je zaměřen na seznámení odborné veřejnosti, především pak provozovatelů vodních děl, s novými postupy při nakládání se sedimentem z vodních nádrží – identifikace, lokalizace, těžba, přetvoření, možnosti rozdělení a případně následného využití. Prezentované postupy si kladou za cíl nalézt ekonomicky uchopitelné řešení především u nádrží postižených zhoršenou kvalitou vody.

V letech 2012 – 2014 probíhal výzkumný projekt „VVIF Výzkum rozdělovacích procesů přehradních sedimentů“. Jedním z cílů projektu bylo nalezení vhodných postupů pro lokalizaci přehradního sedimentu, odběr vzorků a poznání jeho materiálového složení, což je nezbytným předpokladem pro zvolení ekologicky šetrných a ekonomicky efektivních procesů a postupů od přípravy po realizaci záměru.

Dalším ze základních výstupů spočíval v návrhu a odzkoušení rozdělovacích procesů sedimentu na dílčí složky s možností jejich opětovného využití, případně i přetvoření sedimentu v nádrži či mimo nádrž.

Klíčová slova: sediment; rozdělení; eutrofizace; fosfor.

Abstract

This article is primarily intended to introduce to the expert public, especially the operators of waterworks, the new procedures for the management of sediments in water reservoirs. These include the identification of sediments, their localization, extraction, and transformation, as well as options for the sediment washing and their possible subsequent use. Presented techniques aim to find an economically feasible management solution for reservoirs affected by deteriorated water quality - cyanobacteria.

In the years 2012 – 2014, a research project entitled “VVIF Research of washing processes in dam sediments” has been conducted. One of the objectives of the project was to find suitable methods for locating the dam sediment, sampling and identification of its material composition, which is an essential prerequisite for the selection of environmentally friendly and economically efficient processes and procedures, from preparation to implementation of the project.

Another of the key objectives was the design and test of the process of sediment washing into primary components, with the option of their reuse, or the transformation process of the whole sediment inside or outside of the reservoir.

Keywords: sediment washing; eutrophication; phosphorus.

Úvod

V současné době je řada vodních děl (dále VD) na území České republiky více či méně zanesena sedimentem, jehož minerální, chemické a biologické složení je odrazem přístupu lidské společnosti k životnímu prostředí za posledních 50 let. Ve VD nacházíme sedimenty kontaminované radioaktivním spadem z Černobylu (zvýšené koncentrace cesiem – Cs137), rtutí z chemického průmyslu a radioaktivními komponenty z těžby uranu. V některých částech vodních děl byla zjištěna kontaminace těžkými kovy jako například kadmíem, olovem, zinkem a také organickými polutanty (nejčastěji ropnými látkami, detergenty a splachy hnojiv). Sekundárním důsledkem znečištění sedimentů jsou mimo dlouhodobého uvolňování pozadových koncentrací škodlivých látek do prostředí např. také akutní gradace nežádoucích planktonních mikroorganismů (sinic) zejména v letních obdobích.

Ve světě je čistotě sedimentů VD věnovaná stále větší pozornost zejména v souvislosti s jejich využitím po vytěžení a umístění v přírodě. Sediment je místem interakce živé a neživé hmoty, kde velmi často dochází k přestupu kontaminantů do potravního řetězce zvířat a následně člověka. Poznatky o materiálovém složení a případné kontaminaci přehradního sedimentu je třeba mít k dispozici v dostatečném předstihu před realizací záměru řešení problematiky sedimentu v nádrži.

Cílem výzkumu rozdělovacích procesů přehradních sedimentů bylo již v průběhu jeho těžby anebo krátce po vytěžení provést maximální možnou dekontaminaci novými a inovovanými postupy tak, aby sediment, který vzniká zejména erozí půdy, mohl být využit druhotně. Dekontaminace spočívá v odstranění organických a anorganických polutantů, popřípadě jejich nositelů, na které jsou tyto škodlivé složky vázány. Technologické postupy rozdělování částic o velikosti několika mikronů umožňují separaci kontaminantů ekologicky přátelskými metodami bez dalšího vnášení chemikálií zejména při použití rozdělování částic ve vodním prostředí gravitačními a magnetickými metodami. Tyto postupy byly v rámci projektu ověřeny na vybraných vzorcích přehradních sedimentů a kalů. Původně směsný vzorek sedimentu lze tak zbavit frakce nesoucí případnou ekologickou zátěž. Zbývající sediment lze dále využít (zuschlechtit) několika způsoby: návratem sedimentu do původního fondu, proměnou sedimentu na přírodní suroviny, začleněním sedimentu do stavebních hmot (přimícháním) nebo přidáním do cementu nebo keramiky v procesu výroby. Některé tyto procesy byly zatím odzkoušeny pouze laboratorně.

V průběhu celého projektu probíhaly konzultace se správci jednotlivých vodních děl k dané problematice. Po jednáních vznikla pracovní databáze problematiky přehrad obsahující měření, která na nádrži proběhla, odběry vzorků včetně je-

jich analýz, dokumenty (povolení ke vstupu apod.), historická data z vývoje nádrže a jejího vodního prostředí, významné povodňové a jiné události a mnohé další.

Doporučený postup prací

Při řešení problematiky sedimentu v nádrži je nutné hned na začátku provést průzkum sedimentů. V rámci výzkumného úkolu byl určen doporučený postup průzkumných prací, který by měl následně stanovit efektivní způsob těžby a nakládání se samotným sedimentem.

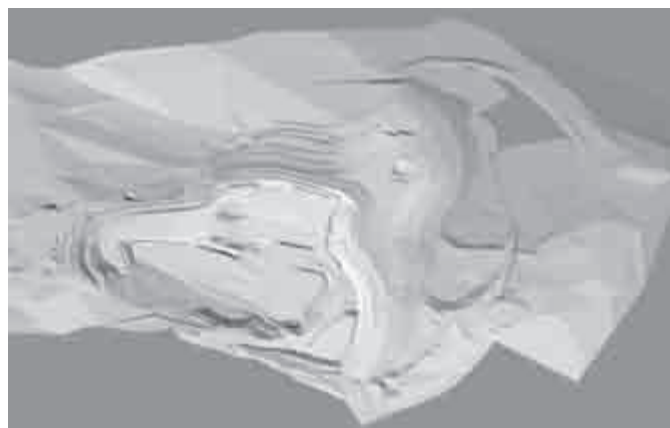
Je vhodné začít základním průzkumem, který je zaměřen především na zjištění složení sedimentu z hlediska zatřídění a z hlediska zatížení znečišťujícími látkami ve vazbě na další nakládání se sedimentem. Ústředním tématem je i zjištění obsahu látek podporujících tvorbu sinic (fosfor,...). Dále je nutné zajistit veškerou dokumentaci a povolení. Následuje odběr maloobjemových vzorků, jejich rozbor a vyhodnocení efektivity samotného záměru. Pokud vychází záměr efektivně, přistoupí se k podrobnému průzkumu, jehož výstupem by měl být ucelený popis sedimentu sloužící jako podklad pro projektanta a investora při návrhu konkrétního způsobu sanace sedimentu v nádrži.

Nalezení a charakterizace sedimentu

Při řešení problematiky přehradního sedimentu je na začátku nutné vyřešit jeho lokalizaci. Za tímto účelem bylo pořízeno sonarové zařízení HydroLite XT sloužící pro měření batygrafie dna doplněné o GPS stanici. Sestava byla umístěna na malou loďku poháněnou elektromotorem (obr. 1). Takto je zařízení velmi mobilní. V kanceláři byla provedená měření dále polohově zpřesněna pomocí diferenčních korekcí. Konečným výstupem byl potom soubor naměřených a následně opravených bodů doplněných o nadmořské výšky dna. Ze souboru bodů je možné pomocí dalšího softwaru (DMT ATLAS, CAD - MicroStation V8i) vytvořit digitální model povrchu dna, kdy lze sledovat mimo jiné změny v objemu sedimentů v čase (nebo po



Obrázek 1. Měřící zařízení osazené na loďce



Obrázek 2. Ukázka DMT zpracované systémem ATLAS

průběhu významnější povodně), model terénu v povodí vodní nádrže a v dílčích povodí pro jednotlivé přítoky. Výstupem jsou pak situace DMT (obr. 2) s ortofotomapou a profily v nádrži, příp. srovnávací situace dna. Funkčnost měřičské sestavy, importu naměřených dat a metody na zpracování digitálních výstupů byly ověřeny na několika nádržích.

Metody odběru vzorků

Po nalezení a zaměření sedimentu je nutné provést vhodným způsobem odběr vzorků (maloobjemových i velkoobjemových). Maloobjemové vzorky hmotnosti jednotek (nebo desítek) kg, slouží především pro následné rozборы sedimentu z hlediska minerálního, chemického a biologického složení. Velkoobjemové vzorky v řádu stovek kg slouží pro stanovení možnosti rozdělení sedimentu v laboratorních podmínkách.

Velkoobjemové vzorky

Vzorky je nutné odebírat z různých oblastí a z odlišných hloubek. Na základě rešerší ze zahraničí i z ČR bylo v rámci výzkumného projektu vybráno zařízení pro odběr velkoobjemových vzorků (firmy UWITEC) a vytvořena sestava plovacího pracoviště pro terénní práce (obr. 3 a 4). Sestavu tvoří servisní tlačné plavidlo s pontonem, na kterém je vlastní odběrné



Obrázek 3. Kompletně složené odběrné zařízení



Obrázek 4. Vzorky určené k rozduřovací testům

zařízení se zvedacím zařízením pro spuštění odběrného zařízení (užitný vzor). Soulodí slouží k odběrům, manipulaci se vzorky a jejich transportu. Je vybaveno systémem GPS pro určení místa odběru a sonarem pro měření hloubky. Na základě dodaných dokumentů a po technické prohlídce je soulodí povolen provoz Státní plavební správou České republiky (SPS ČR). Skladba obsluhy sestavy pro odběr vzorků sedimentů se skládá z vedoucího prací, vůdce plovoucího soulodí, operátora zvedacího zařízení odběrného zařízení a pomocníka operátora. Pro odběr vzorků byl vytvořen technologický postup popisující činnosti jednotlivých členů týmu zahrnující taktéž školení obsluhy a splnění platné legislativy. Testy v terénu potvrdily funkčnost zařízení pro odběr vzorků sedimentu v různých hloubkách a zvládnutí technologického postupu odběrů.

Maloobjemové vzorky

Ve spolupráci s Hydrobiologickým ústavem Biologického centra AV ČR, v.v.i. bylo realizováno velké množství odběrů maloobjemových vzorků a měření na celkem 8 nádržích s následným vyhodnocením. Práce spočívaly v odběru krátkých kórů, pro chemické rozboru sedimentu i dlouhých kórů, které byly odebírány pomocí zatlučovacího trubicového odběráku. Měření sonarem zahrnovalo průzkum mocnosti (proměření struktury) a jakosti sedimentů v různých zónách nádrže (obr. 5).



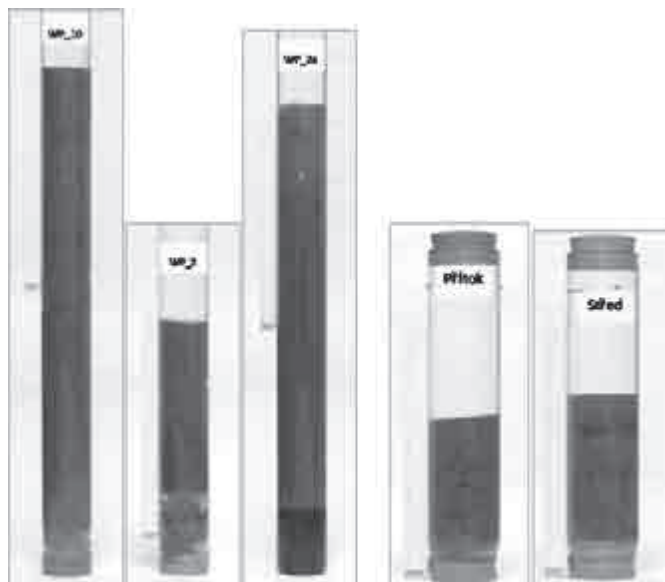
Obrázek 5. Plavidlo vybavené zařízením pro lokalizaci sedimentů, strukturu sedimentů, se sběrem dat pro tvorbu bathygrafických map

Analýzy vzorků

V odebraných sedimentech byly prováděny laboratorní analýzy, vedoucí ke zjištění složení přehradních sedimentů. Vybrané laboratorní analýzy sloužily pro návrh technologie rozdělení sedimentu (zrnitostní rozbor, sušení, makroskopický popis, výroba výbrusů zrnitostních frakcí, mikroskopická a mineralogická analýza, fotografická dokumentace). (obr. 6)

Další analýzy vzorků sloužily k sestavení postupu laboratorních testů, které povedou ke stanovení nebezpečnosti sedimentů pro jakost vody v nádrži. Vlastnosti sedimentu mají vliv nejen na nádrž, ale ovlivňují i jeho chování během těžby a uložení. Laboratorní testy vytvoří představu o vlastnostech a chování sedimentů. Postup testů byl vyzkoušen na maloobjemových vzorcích odebraných Biologickým centrem AV ČR z 8 nádrží.

Správnost interpretace výsledků laboratorních postupů odvisí mimo jiné od správného odběru vzorků a nakládáním s nimi. Při odběru vzorků by měly být vybrány lokality z „kyslíkaté“ a „potenciálně bezkyslíkaté“ části nádrže, jakožto dvou extrémů, kterých může být dosaženo v nádrži v průběhu roku, nebo i při vlastní těžbě. Dále není vhodné usuzovat na vliv a chování



Obrázek 6. Fotografie odebraných vzorků – dlouhých kórů a kórů povrchového sedimentu

sedimentů ze směsného vzorku sedimentů z vrstvy o velké mocnosti, ale je důležité respektovat rychlosti sedimentačních procesů v nádrži, tj. rozdělit vzorek sedimentu do několika vrstev o mocnosti jednotek centimetrů. Práce je nutné rozdělit na 2 části, tj. práce s vlastními částicemi sedimentu a dále s pórovou vodou v sedimentech. Obě složky sedimentů spolu souvisí a na základě jejich srovnání je možné vytvořit představu o vlastnostech a chování sedimentů (viz příspěvek Jan a kol. 2015, tento sborník)

XRF analýza v terénu

Přímo v terénu je možné provést rychlou chemickou analýzu sedimentu pomocí XRF analýzy. Cílem takové analýzy je určit základní rozložení chemické kontaminace sedimentu, místa relativních změn kontaminace v plošných nebo vertikálních profilech a případné zdroje nebo trasy vstupu kontaminace do sedimentu či vodního díla. Rychlé XRF analýzy v terénu umožňují provedení poměrně velkého množství analýz za jednotku času (cca 20 analýz za hodinu při standardizovaném postupu s odpovídající přesností) a z výsledků těchto analýz určit zájmové oblasti, které je možné prozkoumat podrobněji s použitím laboratorních postupů. Je také možné pouze vybrat reprezentativní oblasti a ověřit XRF výsledky na několika málo vzorcích pomocí laboratorních postupů. Dochází tak k velmi výrazné redukci nákladů na laboratorní chemické analýzy.

Metoda rozdělení sedimentu v terénu – geotextilní vak

Po vyhodnocení průzkumných prací nastává otázka nalezení vhodného a efektivního způsobu těžby a rozdělení sedimentu. Během projektu byla testována metoda rozdělení sedimentu přímo v terénu a to pomocí geotextilního vaku SoilTain (obr.7). Při testu byl použit materiál z VD Mlýnice, jehož podíl PAU zařazoval směsný sediment z tohoto vodního díla na řízenou skládku. Lokalita k testům byla poskytnuta se souhlasem smluvního partnera Povodí Labe, státní podnik. Výsledkem testu bylo ověření možnosti rozdělovat těžný sediment do jednotlivých frakcí a tyto nakonec mechanicky oddělit. Původně směsný vzorek sedimentu tak zbavit frakce nesoucí případnou ekologickou zátěž. Pro čerpání směsi vody a sedimentů do vaků při řízeném rozdělení jednotlivých frakcí byla použita sestava

Dragflow (Speciální testovací zařízení se dvěma hydraulickými rozdružovacími frézami).

Test na VD Mlýnice prokázal, že vhodným technologickým postupem (postupné plnění a přepouštění bez použití flokulantů, jednotlivé vaky musí být určitý čas v klidu, aby docházelo k celkové sedimentaci), lze v terénu docílit toho, že po vyschnutí sedimentu v geovacích se dají jednotlivé frakce pomocí stavebních mechanismů oddělit, naložit a odvézt k dalšímu použití (obr.8 a 9). V uvedeném testu se frakce oddělily na inertní písek a štěrk (dále využitelné ve stavebnictví), jílovou hmotu (přídavek pro výrobu keramiky) a jíly s hlínou a drobnou dřevní hmotou (surovina pro kompostování).

Metody rozdělení sedimentu v laboratoři – spirálový separátor a hydrocyklon

Další metody rozdělení sedimentu lze testovat v laboratoři. Gravitační spirálové třídiče AKW jsou neúčinné pro podíl sedimentu, který spadá do zrnitostní třídy pod 63 μm . Množství tohoto podílu může být v přehradním sedimentu značné (>70%). Spirálám byl proto předřazen hydrocyklon AKW, který měl za úkol vyřadit jemné částice z procesu na spirálovém třídiči, ale byl v tomto případě také neúčinný.

Cílem je modifikace stávajícího schématu úpravy vytěženého sedimentu tak, aby úprava (rozdružování) sedimentu zahrnovala rozdružování či třídění jemnozrnného materiálu na hranici 10-20 μm – schéma třídění viz obr. 10. Klasicky je možné takovou problematiku řešit sedimentačními metodami, které však v principu vyžadují stacionární typ řešení bez možnosti mobility. Z novější doby jsou známa řešení na bázi odstředivek, která jsou však technologicky a investičně náročná. Vzhledem



Obrázek 7. Sediment byl průběžně čerpán do naplněných vaků (uvnitř byl přetlak vůči okolí)

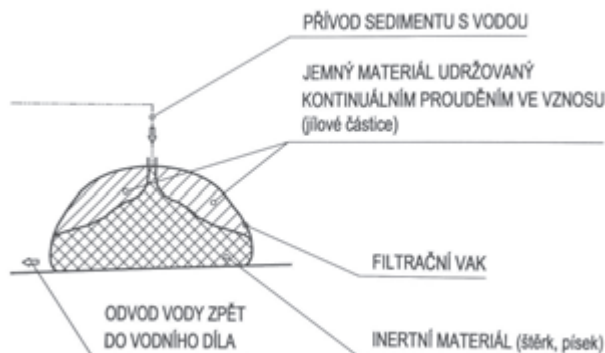


Obrázek 8. Oddělení frakce jílu se zeminou od písku

k účinnosti, jednoduchosti, požadavkům na prostor a celkovým nákladům se nejlepší technologií jeví další hydrocyklon, zkonstruovaný pro třídění jemných částic, tj. pro vyšší tlak přírodního rmutu a malý průměr těla hydrocyklonu. Potřebný výkon hydrocyklonu je možné násobit paralelní sestavou baterie hydrocyklonů. Byla proto navržena, vyrobena a sestavena laboratorní jednotka hydrocyklonu pro separaci jemnozrnných podílů sedimentu s pracovním tlakem 2-4 bar a výkonem cca 50 litrů rmutu/min, jehož provozní schopnosti byly otestovány. Přes zjevnou jednoduchost HC jsou procesy uvnitř HC velmi složité a optimalizace je obtížná. Ideálně by měly být procesní parametry nastaveny pro specifickou těženou surovinu.

Dále lze realizovat laboratorní testy velkoobjemových vzorků na gravitačních spirálách (obr. 11 a 12). Spirály jsou funkčně určeny pro separaci minerálních zrn pod 4 mm a organického detritu pod 8 mm, při vyšších zrnitostech ztrácejí svou funkčnost. Všechny produkty spirál však obsahují podstatný podíl jílové složky, která je na spirálovém separátoru nedělitelná a vstupuje stejnoměrně do všech produktů. Výsledné produkty je pak nutné „odkalit“ (odstranit jílovou složku). Oddělení organického detritu do nejjemnějšího podílu je významné z hlediska potenciální kontaminace sedimentu těžkými kovy a dekontaminace sedimentu, protože organický detrit je významným nositelem kontaminace. Tím spíše, že i jílovitá složka je sama nositelem kontaminace.

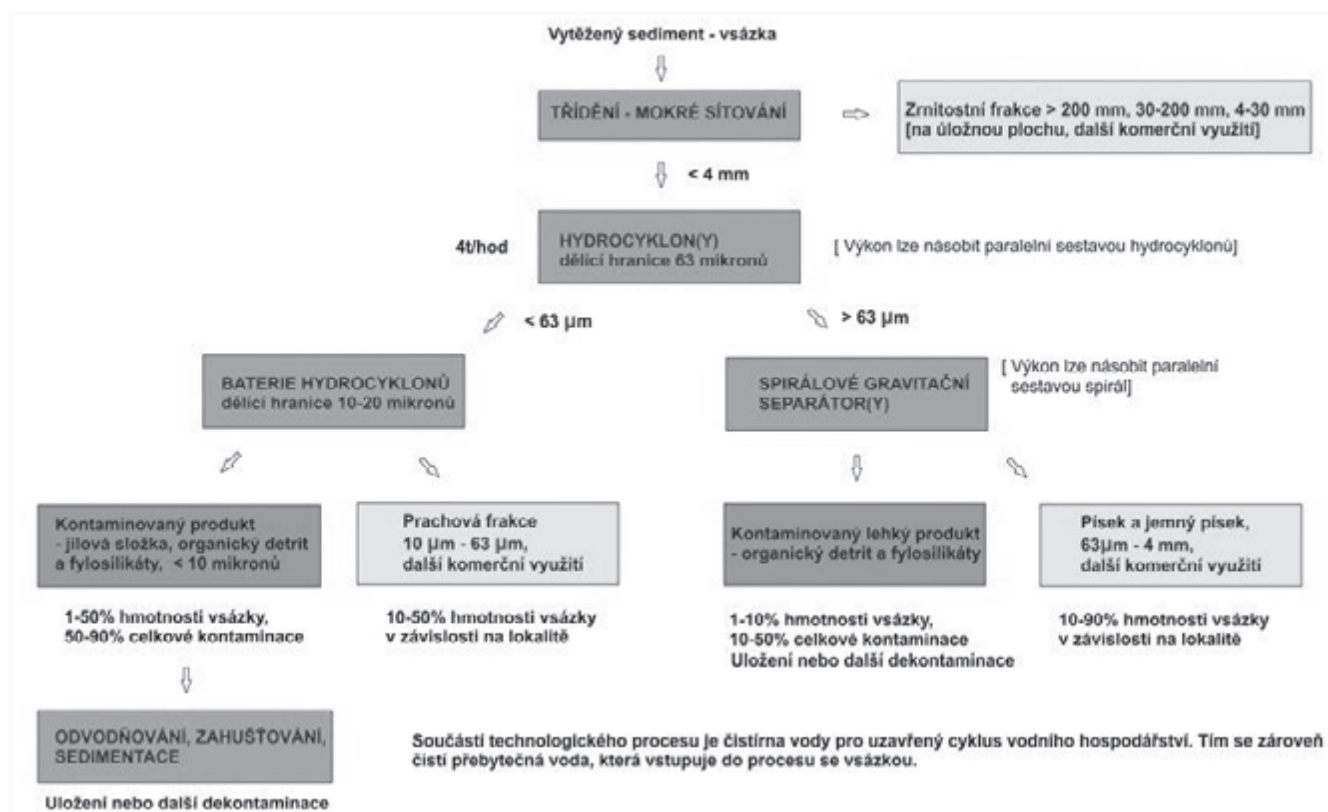
Na obrázku 12 je příklad dobře patrného rozdružování vzorku z vodního díla Vranov na písčitou frakci vlevo, písčito-prachovou frakci uprostřed a prachovo-jílovou frakci vpravo. Z toho-



Obrázek 9. Řez geovakem v průběhu jeho plnění směsí vody a sedimentu



Obrázek 11. Proudění rmutu na spirále a nastavení stíracích klapek pro písčitou frakci



Obrázek 10. Schema třídění

to vzorku bylo možné získat hmotnostní podíl 40 % produktu vlevo (písek), asi 25 % produktu uprostřed (jemný písek, prach) a zbytek připadl na produkt vpravo (směs prachu, jílu a organického detritu).

Gravitační spirálové třídiče jsou neúčinné pro podíl sedimentu, který spadá do zrnitostní třídy pod 63 μm . Množství tohoto podílů může být v přehradním sedimentu značné (>70%). Spirálám byl proto předřazen hydrocyklon AKW, který měl za úkol vyřadit jemné částice z procesu na spirálovém třídiči, ale byl v tomto případě také neúčinný.

Lze tedy modifikovat stávajícího schéma úpravy vytěženého sedimentu tak, aby úprava (rozduřování) sedimentu zahrnovala rozduřování či třídění jemnozrnného materiálu na hranici 10-20 μm . Klasicky je možné takovou problematiku řešit sedimentačními metodami, které však v principu vyžadují staci-

onární typ řešení bez možnosti mobility. Z novější doby jsou známa řešení na bázi odstředivek, která jsou však technologicky a investičně náročná. Vzhledem k účinnosti, jednoduchosti, požadavkům na prostor a celkovým nákladům se nejlepší technologií jeví další hydrocyklon, zkonstruovaný pro třídění jemných částic, tj. pro vyšší tlak přivodního rmutu a malý průměr těla hydrocyklonu. Potřebný výkon hydrocyklonu je možné násobit paralelní sestavou baterie hydrocyklonů. Byla proto navržena, vyrobena a sestavena laboratorní jednotka hydrocyklonu pro separaci jemnozrnných podílů sedimentu s pracovním tlakem 2-4 bar a výkonem cca 50 litrů rmutu/min, jehož provozní schopnosti byly otestovány.

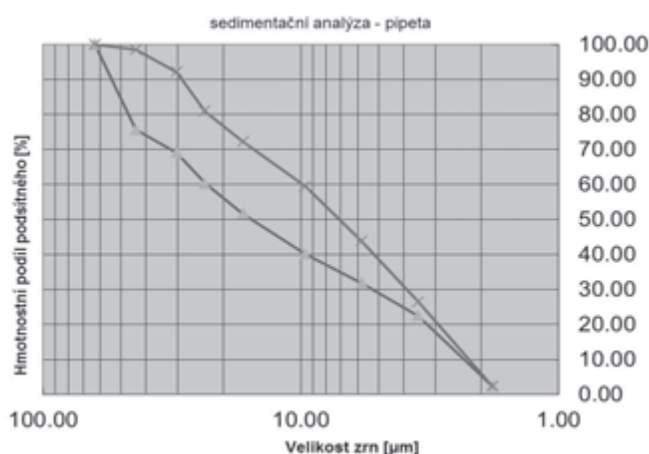
Na obrázku 13 je rozduřování podíl vzorku z vodního díla Vranov o zrnitosti pod 250 μm , což je vstupní zrnitost pro použitý typ HC. Pro tento test byl hmotnostní podíl sušiny v rmutu je 5 %. Bylo použito kalové čerpadlo HC-32 s výkonem 0,75



Obrázek 12. Spodek spirály a nastavení hradítek. Písek v levé části je dobře patrný



Obrázek 13. Spodek hydrocyklonu a dva výstupy rozduřování sedimentu



Obrázek 14: Červená křivka je analýza spodního produktu, modrá křivka je pro horní produkt

kW a tlak na vstupu HC byl nastaven na 2,6 bar. Průměr horního výstupu byl 4 mm nad průměr spodního výstupu 6 mm.

Bylo provedeno ověření distribuce částic pod a nad 63 μm do obou produktů. Spodní produkt (hrubý produkt) obsahoval 64,1 % pod 63 μm, zatímco horní produkt (jemný produkt) obsahoval 98,1 % pod 63 μm. Je tedy prokázán výrazný posun částic o velikost nad 63 μm do hrubého produktu.

Na produktech byla také provedena kompletní sedimentační analýza (po odsítování pod 63 μm), která ukázala významný posun zrnitostní distribuce mezi oběma produkty a tudíž prokázala schopnost rozdělování jemného (prachového) sedimentu.

Sedimentační křivky na obrázku výše jsou kumulativní. Čím vyšší hodnota na křivce, tím vyšší je podíl jemných (podsítných) zrn. Křivka vizuálně posunutá doprava tedy zobrazuje jemnější materiál.

Přes zjevnou jednoduchost HC jsou procesy uvnitř HC velmi složité a optimalizace je obtížná. Ideálně musí být procesní parametry nastaveny pro specifickou těženou surovinu.

Závěr

Jako významný prvek při rozhodování o způsobu řešení zlepšení kvality vodního prostředí, je nutno mimo technologickou a ekonomickou stránku vzít v potaz i oblast dopadů navrženého opatření na životní prostředí. Navržené a testované metody jak vlastní těžby, tak naložení se sedimentem, zahrnují převážně přírodě šetrné řešení. Oproti klasickým technologiím využívajícím vypuštění nádrže, následné odvodnění sedimentu a vlastní těžbu, je zde uvažováno s běžným provozem nádrže při probíhající těžbě a nakládání se sedimentem.

V rámci výzkumného úkolu byly definovány jednotlivé postupy od lokalizace a stanovení objemů sedimentu po následné vyhodnocení a vlastní návrh opatření při řešení problematiky sedimentu ve vodní nádrži. Tyto ověřené postupy by měly dále sloužit jako podklad pro tvorbu metodiky řešící lokalizaci a zjištění vlastností sedimentu ve vazbě na kvalitu vody v nádrži.

Dále byla řešena problematika efektivního sběru dat – odběrů sedimentu (užitný vzor odběrného zařízení) s návazností na vícefrekvenční sonar.

Všechny zmíněné postupy, z nichž většina byla odzkoušena, jsou určeny k ekonomicky uchopitelnému návrhu přetvoření, odstranění či rozdělení sedimentu ve vodní nádrži.

SEZNAM AUTORŮ

Adámek Zdeněk, doc. RNDr. CSc.

Ústav biologie obratlovců AV ČR, v.v.i., Květná 8, 603 65 Brno,
tel. 543 422 523, zadamek@frov.jcu.cz

Badalíková Barbora, Ing.

Zemědělský výzkum, spol. s r.o., Zahradní 1, 664 41 Troubsko,
tel. 547 138 821, badalikova@vupt.cz

Bartošová Lenka, Ing.

Povodí Ohře, státní podnik, Bezručova 4219, 430 46 Chomutov,
tel. 474 636 281, bartosova@poh.cz

Bauer Miroslav, Ing.

ČVUT v Praze, Fakulta stavební, Katedra hydromeliorací a krajinného
inženýrství, Thákurova 7, 166 29 Praha 6, tel. 224 354 751,
miroslav.bauer@fsv.cvut.cz

Bečiška Michal, Ing.

ČVUT Praha, Stavební fakulta, Katedra hydromeliorací a krajinného
inženýrství, Thákurova 7, 166 29 Praha

Benedová Zdeňka, Ing.

ENKI, o.p.s., Dukelská 145, 379 01 Třeboň, tel. 384 706 117,
benedova@enki.cz

Beránek Jiří, Ing.

Povodí Ohře, státní podnik, Bezručova 4219, 430 03 Chomutov,
tel. 474 636 282, beranek@poh.cz

Borovec Jakub, RNDr. Ph.D.

Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, Na Sádkách
7, 370 05 České Budějovice, tel. 387 775 877, jborovec@hbu.cas.cz

Broža Vojtěch, prof. Ing. DrSc.

ČVUT v Praze, Fakulta stavební, Thákurova 7, 166 29 Praha 6,
tel. 224 354 616, milecova@fsv.cvut.cz

Červinka Jan, doc. Ing. CSc.

Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Zemědělská 1,
613 00 Brno, tel. 545 132 379, ceuzt@mendelu.cz

Dadejík Mojmír, Ing.

AW DAD s.r.o., Liberecká 778, 412 01 Litoměřice

Dobiáš Jakub, Mgr.

Povodí Vltavy, státní podnik, Na Hutmance 5a, 158 00 Praha 5,
tel. 251 050 707, jakub.dobias@pvl.cz

Dostál Tomáš, doc. Dr. Ing.

Fakulta stavební, ČVUT v Praze, Katedra hydromeliorací a krajinného
inženýrství, Thákurova 7, 166 29 Praha 6, tel. 224 354 747, dostal@fsv.cvut.cz

Duras Jindřich, RNDr. Ph.D.

Povodí Vltavy, státní podnik, Denisovo nábřeží 14, 304 20 Plzeň,
tel. 602 429 682, jindrich.duras@pvl.cz

Fiala Daniel, Mgr.

Výzkumný ústav vodohospodářský, T. G. Masaryka, v.v.i. Podbabská
30/2582, 160 00 Praha, tel. 220 197 348, fiala@vuv.cz

Forejt Karel, RNDr.

Povodí Vltavy, státní podnik, Na Hutmance 5a, 158 00 Praha 5,
tel. 251 050 701, karel.forejt@pvl.cz

Fučík Petr, Ing. Ph.D.

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., Oddělení Hydrologie
a ochrana vod, Žabovřeská 250, 156 27 Praha, tel. 257 027 208,
fucik.petr@vumop.cz

Grabic Roman, doc. Mgr. Ph.D.

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství
a ochrany vod, Zátíší 728/II, 389 25 Vodňany, tel. 387 774 756,
rgrabic@frov.jcu.cz

Hanák Roman, Ing.

AQUATIS a.s., Botanická 834/56, 602 00 Brno, tel. 541 554 229,
roman.hanak@aquatis.cz

Hejzlar Josef, doc. Ing. CSc.

Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, Na Sádkách
7, 370 05 České Budějovice, tel. 387 775 876, hejzlar@hbu.cas.cz

Hubáček Tomáš, Ing.

Biologické centrum v ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, Branišovská 31,
370 05 České Budějovice, tel. 387 775 865, hubacekt@vscht.cz

Chmelová Iva, Ing.

ENKI, o.p.s., Dukelská 145, 379 01 Třeboň, tel. 384 706 120,
iva.chmelova@atlas.cz

Chuchma Filip, RNDr.

Český hydrometeorologický ústav, pobočka Brno, Kroftova 43,
616 67 Brno, tel. 541 421 030, filip.chuchma@chmi.cz

Ič Tomáš, Ing.

Slovenský vodohospodářský podnik, š.p., odštepny závod Banská
Bystrica, Partizánska cesta 69, 974 98 Banská Bystrica,
tel. +421 484 716 122, tomas.ic@svp.sk

Jáchymová Barbora, Ing.

ČVUT Praha, Stavební fakulta, Katedra hydromeliorací a krajinného
inženýrství, Thákurova 7, 166 29 Praha, tel. 224 354 751,
barbora.jachymova@fsv.cvut.cz

Jan Jiří, Mgr.

Biologické centrum v ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, Branišovská 31,
370 05 České Budějovice, tel. 387 775 890, blondos@email.cz

Jelínková Eva, Bc.

Veterinární a farmaceutická univerzita Brno, Ústav ekologie a chorob
zvěře, ryb a včel, Palackého tř. 1/3, 612 42 Brno, tel. 776 643 122,
H15003@vfu.cz

Jurajda Pavel, Dr. Ing.

Ústav biologie obratlovců AV ČR, v.v.i., Květná 8, 603 65 Brno,
tel. 543 422 523, jurajda@brno.cas.cz

Karásek Petr, Ing.

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., Lidická 25/27,
602 00 Brno, tel. 541 126 273, karasek.petr@vumop.cz

Knotek Jaroslav

Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, Branišovská 31,
370 05 České Budějovice, tel. 545 212 310

Kočí Vladimír, doc. Ing. Ph.D.

Vysoká škola chemicko-technologická, Fakulta technologie ochrany
prostředí, Katedra chemie životního prostředí, Technická 5,
166 28, Praha, tel. 220 444 171, Vlad.Koci@vscht.cz

Kodeš Vít, Mgr. Ph.D.

Český hydrometeorologický ústav, Na Šabatce 17, 143 06 Praha,
tel. 244 032 314, kodes@chmi.cz

Kohut Mojmír, RNDr. Ph.D.

Český hydrometeorologický ústav, pobočka Brno, Kroftova 43,
616 67 Brno, tel. 541 421 031, mojmir.kohut@chmi.cz

Konečná Jana, Ing. Ph.D.

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., Lidická 25/27,
602 00 Brno, tel. 541 126 281, konečna.jana@vumop.cz

Kosour Dušan, Mgr.

Povodí Moravy, s. p., Dřevařská 11, 601 75 Brno, tel.: 541 637 312,
kosour@pmo.cz

Kothan Filip, Mgr.

Státní zdravotní ústav, Šrobárova 48, 100 42 Praha, tel. 267 082 575,
filip.kothan@szu.cz

Koželuh Milan, Mgr.

Povodí Vltavy, státní podnik, Holečkova 8, 150 24 Praha 5,
tel. 377 307 385, milan.kozeluh@pvl.cz

Králík Martin, Ing. Ph.D.

ČVUT v Praze, Fakulta stavební, Katedra hydrotechniky, Thákurova 7,
166 29 Praha, tel. 224 354 678, kralik@fsv.cvut.cz

Krása Josef, doc. Ing. Ph.D.

Fakulta stavební, ČVUT v Praze, Katedra hydromeliorací a krajinného
inženýrství, Thákurova 7, 166 29 Praha 6, tel. 224 354 749,
josef.krasa@fsv.cvut.cz

Krechler Ivo

Povodí Moravy, s.p., Brno, Dřevařská 11, 602 00 Brno,
tel. 607 925 189, krechler@pmo.cz

Krist Petr, Ing. Ph.D.

URGA s.r.o., Holická 1090, 779 00 Olomouc, tel. 775 000 464,
petrkrist@urga.cz

Kröpfelová Lenka, Ing. Ph.D.

ENKI, o.p.s., Dukelská 145, 379 01 Třeboň, tel. 384 724 346,
enki@enki.cz

Kule Lumír, Ing.

Povodí Vltavy státní podnik, Holečkova 8, 150 24 Praha,
tel. 221 401 111, lumir.kule@pvl.cz

Liška Marek, RNDr. Ph.D.

Povodí Vltavy, státní podnik, Na Hutmance 5a, 158 00 Praha,
tel. 251 050 708, marek.liska@pvl.cz

Marková Zdeňka, Mgr.

Veterinární a farmaceutická univerzita Brno, Ústav ekologie a chorob
zvěře, ryb a včel, Palackého tř. 1/3, 612 42 Brno, tel. 541 562 661,
Ho5079@vfu.cz

Marton Daniel, Ing. Ph.D.

Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního
hospodářství krajiny, Veveří 331/95, 662 00 Brno, tel. 541 147 773,
marton.d@fce.vutbr.cz

Mensík Pavel, Ing. Ph.D.

Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního
hospodářství krajiny, Veveří 331/95, 662 00 Brno, tel. 541 147 773,
mensik.p@fce.vutbr.cz

Metelková Antonia, Ing.

Povodí Vltavy státní podnik, Holečkova 8, 150 24 Praha,
tel. 221 401 111, antonia.metelkova@pvl.cz

Mikulcová Petra, Ing.

Povodí Ohře, státní podnik, Bezručova 4219, 430 46 Chomutov,
tel. 474 636 311, mikulcova@poh.cz

Navrátil Stanislav, prof. MVDr. CSc.

Veterinární a farmaceutická univerzita Brno, Ústav ekologie a chorob
zvěře, ryb a včel, Palackého tř. 1/3, 612 42 Brno, tel. 541 562 650,
navratils@vfu.cz

Novotná Jaroslava, Ing. Ph.D.

Zemědělský výzkum, spol. s r.o., Zahradní 1, 664 41 Troubsko,
tel. 547 138 816, jaroslava.novotna@vupt.cz

Novotný Ondřej, Ing.

Plosab s.r.o., Dukelská 145, 379 82 Třeboň, tel. 384 706 125,
plosab@plosab.cz

Opatřilová Libuše, Mgr.

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., Podbabská
2582/30, 160 00 Praha, tel. 220 197 224, libuse_opatrilova@vuv.cz

Palíková Miroslava, doc. MVDr. Ph.D.

Veterinární a farmaceutická univerzita Brno, Ústav ekologie a chorob
zvěře, ryb a včel, Palackého tř. 1/3, 612 42 Brno, tel. 541 562 654,
palikovam@vfu.cz

Paseka Stanislav, Bc.

Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního
hospodářství krajiny, Veveří 95, 602 00 Brno, tel. 731 235 899,
PasekaS@study.fce.vutbr.cz

Pazdírek Otakar, RNDr.

GEOTest, a.s., Šmahova 112, 627 00 Brno, tel. 548 125 111,
pazdirek@geotest.cz

Pecharová Emilie, doc. RNDr. CSc.

Česká zemědělská univerzita v Praze, Kamýcká 129,
165 21 Praha 6-Suchbát, tel. 224 386 206, pecharovae@knc.czu.cz

Pelikán Petr, Ing. Ph.D.

Mendelova univerzita v Brně, Ústav inženýrských staveb, tvorby
a ochrany krajiny, Zemědělská 3, 613 00 Brno, tel. 545 134 009,
pelikanp@seznam.cz

Petrů Anita, Ing.

Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí,
Kamýcká 129, 165 21 Praha, tel. 224 386 206, anita.petru@gmail.com

Pilařová Pavla, Ing.

Atelier Fontes, s.r.o., Křídlovická 314/19, 603 00 Brno,
tel. 731 543 387, pilarova@fontes.cz

Podhrázká Jana, Ing. Ph.D.

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., Oddělení Pozemkové
úpravy a využití krajiny, Lidická 25/27, 602 00 Brno, tel. 541 126 278,
podhrazska.jana@vumop.cz

Potužák Jan, Ing. Ph.D.

Povodí Vltavy, státní podnik, Emila Pittera 1, 370 01 České Budějovice,
tel. 724 308 205, jan.potuzak@pvl.cz

Pumann Petr, Mgr.

Státní zdravotní ústav, Šrobárova 48, 100 42 Praha, tel. 267 082 220,
petr.pumann@szu.cz

Rohlík Vladimír, Ing.

Povodí Vltavy, státní podnik, závod Horní Vltava, Litvínovická silnice
5, 370 01 České Budějovice, tel. 387 210 615, vladimir.rohlik@pvl.cz

Rocha Joana Lapao, Ing.

Vysoká škola chemicko-technologická, Fakulta technologie ochrany
prostředí, Katedra chemie životního prostředí, Technická 5, 166 28,
Praha, tel. 220 444 248, joana.lapao.r@gmail.com

Rosendorf Pavel, Mgr.

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i.,
Podbabská 30/2582, 160 00 Praha, tel. 220 197 413, rosendorf@vuv.cz

Rožnovský Jaroslav, RNDr. CSc.

Český hydrometeorologický ústav, pobočka Brno, Kroftova 43,
616 67 Brno, tel. 541 421 020, roznovsky@chmi.cz

Rupp David, Ing.

GEOTest, a.s., Šmahova 112, 627 00 Brno, tel. 548 125 248,
rupp@geotest.cz

Ryšavý Stanislav, Ing.

AQUATIS a.s., Botanická 834/56, 602 00 Brno, tel. 541 554 233,
stanislav.rysavy@aquatis.cz

Satrapa Ladislav, doc. Ing. CSc.

Katedra hydrotechniky, Fakulta stavební, ČVUT v Praze, Thákurova 7,
166 29 Praha 6, tel. 224 354 618, satrapa@fsv.cvut.cz

Sobolíková Zuzana, Ing.

Povodí Vltavy, státní podnik, závod Horní Vltava, Litvínovická silnice 5,
370 01 České Budějovice, tel. 387 210 615, zuzana.sobolikova@pvl.cz

Soukupová Kateřina, Ing.

Povodí Vltavy, státní podnik, Holečkova 8, 150 24 Praha 5,
tel. 257 099 263, katerina.soukupova@pvl.cz

Starý Miloš, prof. Ing. CSc.

Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního
hospodářství krajiny, Veveří 331/95, 662 00 Brno, tel. 541 147 770,
stary.m@fce.vutbr.cz

Sýkora Rudolf, Ing. Ph.D.

Slovenský vodohospodářský podnik, š.p., odštepný závod Banská
Bystrica, Správa povodia stredného Hrona, Stráž 11, 967 01 Zvolen,
tel. +421 455 331 032, rudolf.sykora@svp.sk

Šálek Jan, prof. Ing. CSc.

Vránova 950/96, 621 00 Brno, tel. 544 525 632, salek.j@centrum.cz

Štencel Marek

Severomoravské vodovody a kanalizace a.s., 28. října 1235/169,
709 00 Ostrava, tel. 731 534 951, marek.stencel@smvak.cz

Šulcová Jana, Ing.

ENKI, o.p.s., Dukelská 145, 379 01 Třeboň, tel. 384 706 120,
sulcova@enki.cz

Tesařová Blanka, Mgr.

Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí,
Kamýcká 129, 165 21 Praha, btesarova@fzp.czu.cz

Tlapák Václav, Ing. Ph.D.

Mendelova univerzita v Brně, Ústav ochrany lesů a myslivosti,
Zemědělská 3, 613 00 Brno, tel. 545 134 114, 9723@node.mendelu.cz

Überreiter Ernst, DI

Austrian Federal Ministry of Agriculture and Forestry, Environment
and Water Management, unit IV/3, National and International Water
Management, Marxergasse 2, 1030 Vienna, tel. +431 711 007 112,
ernst.ueberreiter@bmlfuw.gv.at

Vrzák Jaroslav, Ing.

HG partner s.r.o., Smetanova 200, 250 82 Úvaly, tel.: 777 161 198,
vrzak@hgpartner.cz

Vymyslický Tomáš, Mgr.

Zemědělský výkum, spol. s r.o., Zahradní 1, 664 41 Troubsko,
tel. 547 138 824, vymyslicky@vupt.cz

Weigelhofer Gabriele, Mag. Dr.

WasserCluster Lunz, Dr. Carl Kupelwieser Promenade 5,
Lunz am See, A-3293, Austria, tel. 074 862 006 043,
gabriele.weigelhofer@wcl.ac.at

Zahrádka Vlastimil, Ing.

Povodí Ohře, státní podnik, Bezručova 4219, 430 03 Chomutov,
tel. 474 636 285, zahradka@poh.cz

Znachor Petr, RNDr. Ph.D.

Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav,
Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice, tel. 387 775 850,
znachy@hbu.cas.cz

Zukal Milan, Ing. Ph.D.

Katedra hydrotechniky, Fakulta stavební, ČVUT v Praze, Thákurova 7,
166 29 Praha 6, tel. 224 354 643, zukal@fsv.cvut.cz

Skutečné úspěchy jsou ty,
které prožíváme společně





Váš spolehlivý partner při přípravě hydrotechnických
a vodohospodářských staveb

ZÁKAZNÍKŮM NABÍZÍME ZEJMÉNA:

- konzultační, poradenskou a posudkovou činnost
- nabídkovou dokumentaci
- studie, generely
- dokumentaci pro územní rozhodnutí, stavební povolení a hodnocení vlivů na životní prostředí (EIA)
- dokumentaci realizační a skutečného stavu
- zajištění vypsání veřejných soutěží
- inženýrskou činnost při přípravě staveb, výstavbě a uvádění do provozu
- manipulační a provozní řády
- uvádění staveb do provozu a zkušební provoz
- žádosti o subvence z podpůrných fondů EU (Fond soudržnosti, Strukturální fondy aj.)
- veškeré průzkumné práce.

Ústředí:

Brno, Botanická 834/56, 602 00 BRNO, tel.: +420 541 554 111,
fax: +420 541 211 205, e-mail: info@aquatis.cz

Pobočky:

Praha: Třebohostická 14, 100 31 Praha 10,
tel.: +420 602 612 153

Trenčín: Organizační složka, Jesenského 3175, 911 01 Trenčín,
tel.: +421 326 522 600



CREA Hydro&Energy, z.s.

CREA Hydro&Energy, z.s. je klastř, který sdružuje firmy, výzkumné instituce a univerzity působící v oboru technologií pro vodohospodářské stavby, vodní a odpadové hospodářství a obnovitelné zdroje energie.

CREA Hydro&Energy, z.s. provádí výzkum, konzultace, průzkumy, projekty, výrobu, dodávky, instalace, testování, školení a speciální služby pro:

- **Vodní díla** (Přehrady, Úpravný vody, Vodní zdroje, Vodní elektrárny, Čistírny odpadních vod, Vodovody, ...)
- **Odpadové hospodářství** (Skládky, Sanace půd a vod, Energetické využití odpadů, ...)
- **Obnovitelné zdroje energie** (Vodní, větrné, solární a bioplynové elektrárny)

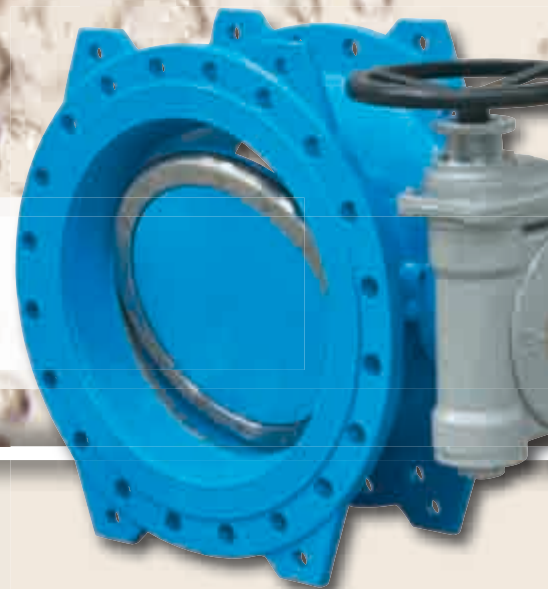


EVROPSKÁ UNIE
EVROPSKÝ FOND PRO REGIONÁLNÍ ROZVOJ
INVESTICE DO VAŠÍ BUDOUCNOSTI

The background of the advertisement is a high-speed photograph of water splashing, with many droplets and bubbles visible. A hand is partially visible, holding a dark pipe that is being splashed with water.

POTŘEBUJETE UZÁVĚR?

HAWLE. **MADE FOR GENERATIONS.**



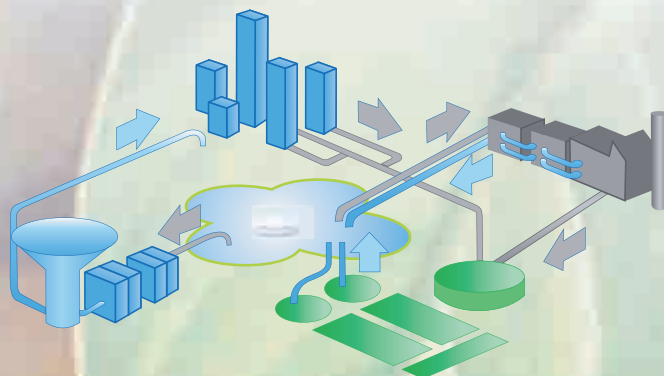
HAWLE ARMATURY, spol. s r.o.

Říčanská 375
252 42 Jesenice u Prahy
www.hawle.cz

Telefon: +420 241 003 111
Fax: +420 241 003 333
E-mail: mail@hawle.cz

Kemira

Water is the connection



APLIKACE TECHNOLOGICKÝCH PROCESŮ

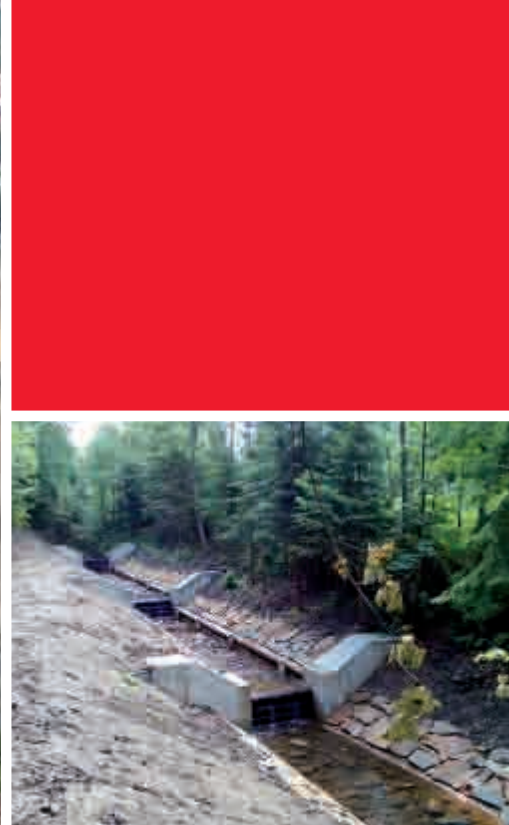
- úprava pitných a technologických vod
- adsorpce arzenu a dalších kovů z vody
- odkyselování a ztvrdování pitné vody
- Lake Restoration – obnova eutrofizovaných vodních nádrží
- bazénové technologie
- chemické srážení odpadních vod
- eliminace fosforu a organického znečištění v odpadních vodách
- potlačení vláknitých bakterií
- podpora denitrifikační aktivity a produkce bioplynu
- Odour Control – monitoring a regulace zápachu
- Scale Control – eliminace tvorby vodního kamene
- Foam Control - odpěňovací procesy
- DesinFix - dezinfekce odpadních a provozních vod
- zpracování kalů

PRODUKTY

- anorganické koagulanty na bázi železa a hliníku
- vysoce bazické polyaluminiumchloridy
- organické polymerní flokulanty a koagulanty
- speciální a směsné chemikálie
- odpěňovače, externí substráty, dezinfekční chemikálie
- antiinkrustanty, filtrační materiály
- krystalický mramor, vápenné mléko

TECHNOLOGICKÝ A TECHNICKÝ SERVIS

- laboratorní a provozní koagulační testy
- logistika
- skladovací a dávkovací zařízení
- odborné konzultace



Umění spolupráce

Kvalita, přesnost a důslednost v každém detailu.
Společná koordinovaná práce lidí desítek oborů a profesí.
Schopnost řešit náročná zadání a odvaha hledat nová řešení.
Je tohle umění? Možná ne. Jen to dobře umíme.

- | | | |
|---|---|---|
| 1 | 2 | 1/ Vodní dílo Dráteník na Červeném potoce |
| | 3 | 2/ Obnova rybníku Jordán v Táboře |
| | 4 | 3/ Úpravy Rožnovské Bečvy, Horní Bečva |
| | | 4/ Vodní dílo Hněvkovice, Vltava |



SYSTÉM MĚŘENÍ HLOUBEK A SEDIMENTŮ VE VODNÍCH TOCÍCH A NÁDRŽÍCH



Pro správu vodních toků a nádrží

Monitoring stavu vodních děl a konstrukcí
založených pod vodní hladinou

Reportování povodňových škod

Projekční příprava

Revize skutečného provedení těžby sedimentů,
staveb a další činnosti

Sledování vývoje sedimentů v čase (např. transport
a mocnost)

Podklady pro výpočty záplavových území a další
složitější modely a analýzy

Pro záchranné práce IZS při dohledávání objektů
nebo osob pod vodní hladinou

Lod' vybavená moderními technologiemi
pro měření spojitěho digitálního modelu
dna a monitoring sedimentů.

GPS a RTK korekce pro okamžité přesné
souřadnice.

Maximálně mobilní řešení pro velmi
mělké vody i nebezpečný přístup k vodní
hladině.

Výkonné elektromotory poháněné
bateriemi s kapacitou na celodenní
měření.

Mobilní kancelář pro zpracování dat
a podporu měření.

Produkční linka pro zpracování dat,
informační systém pro vyhodnocení
a publikaci dat.

Přinášíme přesnost a podrobnost měření
pod vodou odpovídající tomu běžnému
na souši!





VODOHOSPODÁŘSKÝ ROZVOJ A VÝSTAVBA a.s.

Sídlo společnosti:

Nábřeží 4, 150 56 Praha 5 Web: www.vrv.cz

Tel.: **257 328 053** Fax: **257 322 121** E-mail: vrv@vrv.cz

Pracoviště Brno:

Podsedky 3, 625 00 Brno

Tel.: **541 212 048** Fax: **541 211 431** E-mail: brno@vrv.cz

Inženýrské – konzultační – projektové služby

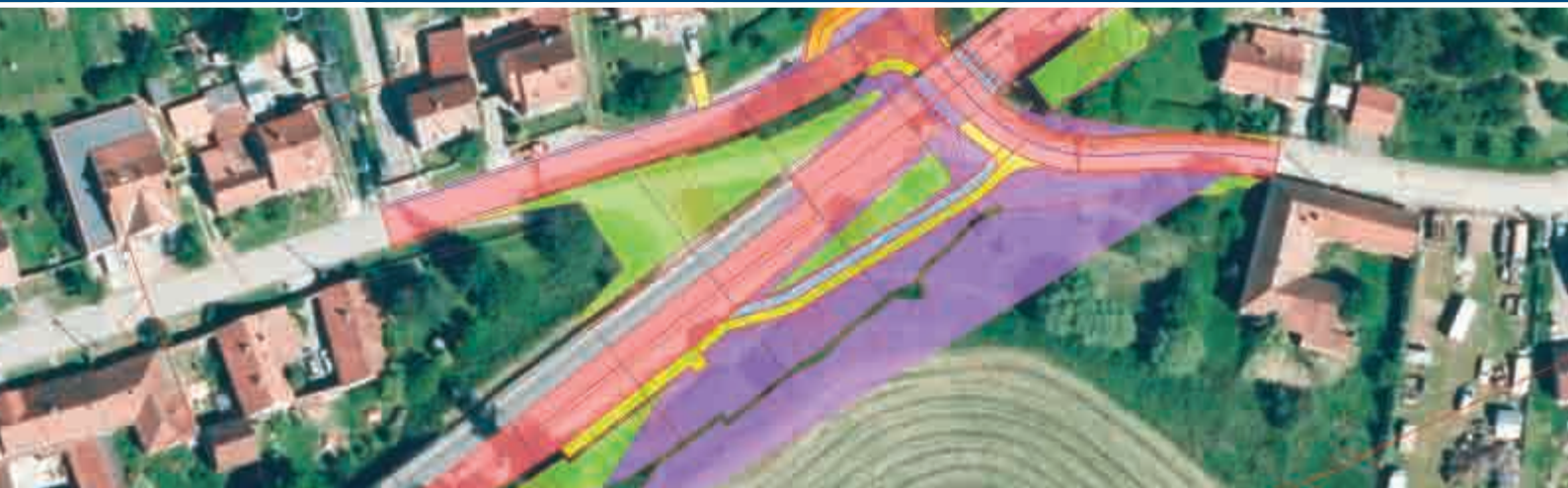
- ◆ technicko-ekonomické analýzy projektových záměrů
- ◆ koncepce, strategické plánování, analýzy rizik
- ◆ projektové práce včetně výkonu autorského dozoru
- ◆ žádosti o poskytnutí finanční podpory z fondů EU
- ◆ příprava a management projektů
- ◆ provozní a manipulační řády, uvádění staveb do provozu
- ◆ výkon správce stavby a technického dozoru
- ◆ výkon koordinátora BOZP
- ◆ zadávací dokumentace a organizace veřejných soutěží
- ◆ koncesní dokumentace, organizace koncesních řízení
- ◆ právní služby při přípravě a realizaci projektů
- ◆ poradenství při cenotvorbě v oboru vodovodů a kanalizací
- ◆ technické a právní poradenství vlastníkům vodovodů a kanalizací
- ◆ ex post monitoring projektů kofinancovaných z OPŽP
- ◆ plány financování obnovy vodovodů a kanalizací
- ◆ optimalizace provozu vodovodů, zjišťování úniků
- ◆ digitální povodňové plány



Tradice – profesionalita – solidnost

POVODÍ MORAVY, S.P.

Útvar hydroinformatiky a geodetických informací



Poskytované služby:

- posouzení vlivu staveb v korytě a v inundaci na odtokové poměry (posouzení mostů, lávek, objektů na toku, pozemních a liniových staveb v inundaci),
- stanovení výškových úrovní hladin N-letých povodní,
- geodetické zaměření koryt vodních toků, objektů a inundace,
- zaměření dna vodních nádrží a koryt větších vodních toků měřicí lodí,
- zpracování:
 - hydrotechnických výpočtů odtokových poměrů N-letých povodní, posouzení kapacit koryt a vyhodnocení rozlivů,
 - rozsahu rozlivu N-letých povodní a aktivních zón záplavových území,
 - map hloubek pro N-leté povodně a map povodňového ohrožení,
 - koncepčních návrhů protipovodňové ochrany,
 - hydrotechnického posouzení navržených protipovodňových staveb,
 - rozsahu zvláštních povodní pod vodními díly,
 - podkladů pro územní plány, povodňové plány a krizové plány.

Bližší informace o činnosti a rozsahu poskytovaných služeb jsou uvedeny na:

www.pmo.cz/cz/cinnost/zaplavova-uzemi

Povodí Moravy, s.p.
Dřevařská 11, 602 00 Brno

www.pmo.cz

