

Česká společnost krajinných inženýrů
České vysoké učení technické v Praze
Univerzita Palackého v Olomouci
Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka
Česká zemědělská univerzita v Praze

Rybníky 2016



Praha 2016





Václav David a Tereza Davidová (eds.)

Rybníky 2016

sborník příspěvků odborné konference

konané

23. - 24. června, 2016

na České zemědělské univerzitě v Praze



Sborník vydala Česká společnost krajinných inženýrů ve spolupráci s Českým vysokým učením technickým v Praze, Univerzitou Palackého v Olomouci, Výzkumným ústavem vodohospodářským T. G. Masaryka, v.v.i. a Českou zemědělskou univerzitou v Praze. Konference byla uspořádána v rámci řešení výzkumného projektu NAZV KUS QJ1620395 „Obnova a výstavba rybníků v lesních porostech jako součást udržitelného hospodaření s vodními zdroji v ČR“ financovaného Ministerstvem zemědělství ČR“.

Recenzní posudky zpracovali:

Ing. Pavel Balvín, Ing. Zdeňka Benedová, Ing. Václav David, Ph.D., Ing. Tereza Davidová, Ph.D., Ing. Jan Devátý, Ing. Martin Dočkal, Ph.D., Ing. Miriam Dzuráková, Mgr. Jindřich Frajer, Ph.D., Mgr. Marek Havlíček, Ph.D., Ing. Petr Koudelka, Ing. Martin Musil, Ph.D., RNDr. Renata Pavelková, Ph.D., RNDr. Ivo Píkrýl, Ing. Miloš Rozkošný, Ph.D., Ph.D., doc. Ing. Karel Vrána, CSc.

Seznam příspěvků

Předmluva	
David, V.	1
Historický vývoj vodních ploch ve vybraných povodích v České republice	
Havlíček M., Skokanová H., David V., Pavelková R., Netopil P., Šarapatka B.	2
Historické rybníky Opavska na starých mapách	
Bradávka J., Pavelková R., Frajer J., Létal A.	11
Osudy rybníčních soustav v povodí dolní Berounky a Blšanky za katastrofální povodně v květnu 1872	
Elleder L., Šírová J., Krejčí J., Kašpárek L., Dragoun Z.	21
Hráze historických rybníků	
David, V., Žatecký S.	31
Mladotický rybník - historie a současnost	
Janský B.	41
900 let rybníkářství na Pardubicku	
Vondrka A.	54
Změny v produkci ryb v průběhu 20. století v ČR	
Hartman P., Regenda J., Hamerník J.	58
Jak fungují rybníky s rybami a "rybníky" bez ryb, při nízké a vysoké úrovni živin	
Pechar L., Baxa M., Benedová Z., Musil M., Pokorný J.	70
Revitalizace Sedlického rybníka a Luční strouhy	
Straková I., Neubauer L.	81
Rybníky a xenobiotika	
Duras J., Potužák J.	89
Experimentální ověření metody k potlačení masového rozvoje sinic použitím PAX 18 a NANOFER25	
Benedová Z., Kröpfelová L., Šulcová J., Baxová Chmelová I., Baxa M.	101
Kyslíkové deficity - projev nestability rybníčního ekosystému?	
Beděrková I., Benedová Z., Pechar L.	106
Zámecký rybník v Lednici - změny kvality vody v závislosti na intenzitě rybářského hospodaření	
Kopp R., Žiková A., Mareš J.	115

Bagry, jeřábi a Bohdanečský rybník	
Peřina V.	124
Stanovení minimálních zůstatkových průtoků v České republice	
Balvín P., Vizina A., Nesládková M.	128
Zdroje sedimentu v nádržích	
Čašek J.	139
Zkušenosti s odbahňováním rybníků	
Karnecki J.	145
Vliv odbahňování na bezobratlé živočichy litorálu ve stojatých vodách	
Sychra J.	153
Nakládání s vytěženými sedimenty z pohledu environmentální legislativy - teorie a praxe	
Kotrba D., Zbirovský P.	162
Rybníční sedimenty a nové možnosti recyklace živin a organických látek v zemědělské krajině - příkladová studie rybník Horusický	
Potužák J., Duras J., Kröpfelová L., Šulcová J., Baxová Chmelová I., Benedová Z., Svoboda T., Novotný O., Pokorný J.	174

PŘEDMLUVA

Rybníky se staly v poslední době pojmem skloňovaným na všech možných úrovních a zaslechneme o nich hovořit jak předsedu vlády, tak běžné lidi u piva. Jejich vliv zejména na krajinu, životní prostředí a hospodaření s vodou je posuzován z mnoha různých úhlů pohledu a setkáme se jak s pozitivním, tak s negativním hodnocením těchto pro naši krajinu na mnoha místech typických staveb. Často jsou bohužel posuzovány pouze vybrané skupiny aspektů či jednotlivé aspekty, přičemž voleny jsou ty, které se hodí jako argument pro či proti rybníkům, či lépe řečeno malým vodním nádržím, aniž by byly brány v potaz aspekty nezapadající do jednoho či druhého pohledu na tyto fenomény velké části krajiny České republiky. Naše společnost cítí s ohledem na své poslání zakotvené v jejích stanovách odpovědnost za to, že jednotlivé pohledy budou navzájem konfrontovány tak, aby bylo možno funkce a vlivy těchto vodních útvarů posuzovat co nejobjektivněji. V roce 2015 jsme uspořádali konferenci s názvem Rybníky – naše dědictví i bohatství pro budoucnost, kterou jsme zamýšleli jako start pravidelných akcí s tímto tématem. Ohlasy, kterých se nám po loňské akci dostalo, a počet zájemců, kteří se jí zúčastnili, nás utvrdily v tom, že se jedná o téma velmi aktuální a že pořádání dalšího ročníku konference zaměřené na rybníky má smysl. S potěšením musím konstatovat, že i v letošním roce překročil zájem o účast na konferenci naše představy, a doufám, že každý z účastníků najde v programu přednášek to, co pro něj bude v nějakém ohledu přínosné a zajímavé. V letošním roce jsme se rozhodli program nasměrovat na problémy se zanášením rybníků sedimentem. Tomuto tématu je věnován celý program druhého dne konference. Naproti tomu je první den věnován širšímu spektru příspěvků, jelikož jsme si plně vědomi skutečnosti, že rybníky, ty pomyslné diamanty rozseté v naší krajině, mají stejně jako vybroušené drahokamy mnoho fazet a že pro odborníky, kteří se rybníky zabývají, je velmi žádoucí se seznámit i s problémy a aspekty rybníků, které jim byly až doposud vzdálenější. V tomto sborníku naleznete články vědeckého, odborného i informativního charakteru. Myslím si, že právě takové široké spektrum pojetí tématu rybníků má šanci přispět k tomu, aby si zástupci jednotlivých oborů a specializací mohli vytvořit ucelenější obraz a získali vhled do problematiky rybníků i od dalších odborníků s jiným zaměřením. Závěrem tohoto úvodního slova bych všem účastníkům rád popřál příjemně strávený čas na naší konferenci a mnoho nových poznatků. Až budete v myšlenkách probírat informace z této konference, sedněte si na hráz pod nějaký starý strom, dívejte se na tu klidnou hladinu, ve které se zrcadlí nebe, zaposlouchejte se do zvuků života okolo rybníka a představte si, jaké by to bylo, kdyby tu nebyly ...

HISTORICKÝ VÝVOJ VODNÍCH PLOCH VE VYBRANÝCH POVODÍCH V ČESKÉ REPUBLICE

HISTORICAL DEVELOPMENT OF WATER AREAS IN SELECTED BASINS IN
THE CZECH REPUBLIC

**Marek HAVLÍČEK^{1,✉}, Hana Skokanová¹, Václav David², Renata
Pavelková³, Patrik Netopil⁴, Bořivoj Šarapatka⁴**

¹ Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, v. v. i., pobočka
Brno, Lidická 25/27, 602 00 Brno

² ČVUT v Praze, Katedra hydromeliorací a krajinného inženýrství, Fakulta stavební,
Thákurova 7, 166 29 Praha 6 - Dejvice

³ Univerzita Palackého v Olomouci, Katedra geografie, Přírodovědecká fakulta, tř. 17.
Listopadu 12, 771 46 Olomouc

⁴ Univerzita Palackého v Olomouci, Katedra ekologie a životního prostředí,
Přírodovědecká fakulta, Šlechtitelů 241/27, 783 71 Olomouc
✉ marek.havlicek@vukoz.cz

Abstract

This study examines development of water areas from 1836-1856 to the present in the selected nine river basins in the Czech Republic. When assessment of the whole examined period 1836-1852 to 2015, it was found that four river basins water areas decreased and in five river basins increased. In the second half of the 19th century showed significantly major driving forces leading to the extinction of water areas in all basins. A significant effect was lack of profitability of fish farming, the development of the sugar industry in the region and increased demand for food, including industrial crops for industrial production. Restoration of water areas after the World War II is associated with the development of fisheries. Increasing water areas in the three river basins was associated with the construction of dams. The information on their historical location presented in this study may be used as a basis for a further renewal and revitalisation of small water reservoirs, including the ponds.

Keywords: water area, old topographic map, the Czech Republic

1 ÚVOD

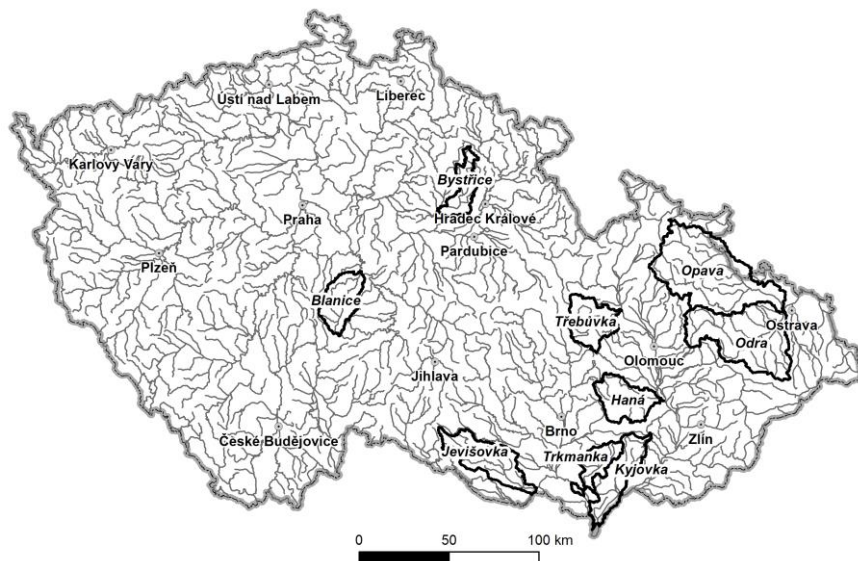
Historický vývoj vodních ploch v konkrétních povodích má význam jak pro pochopení hospodaření s vodou v historickém kontextu, tak i pro koncepční plánování v krajině, včetně snahy o zlepšení hospodaření s vodou, snížení rizika povodní či komplikací spojených se suchem. Zkoumání historického vývoje vodních ploch nám umožňuje vyhodnocení konkrétních dopadů způsobu hospodaření v krajině neboli hledání tzv. hybných sil změn krajiny. Informace o lokalizaci vodních ploch mohou přispět i k poznání lokálních hydrologických poměrů, což je důležité i v období klimatické změny. Mohou sloužit zejména jako podklad pro další vývoj obnovy a revitalizace malých vodních nádrží, včetně rybníků. Evidence a prostorová lokalizace vodních ploch je možná na základě starých topografických map, případně dalších doplňujících mapových či historických podkladů.

Topografické mapy středního měřítká umožňují polohově poměrně přesné sledování změn v krajině a změn ve vývoji vodních ploch ve střední Evropě od poloviny 19. století. Nejstarší použitelné mapové sady na území České republiky, topografické mapy I., II., III. rakouského vojenského mapování zpřístupnila pro uživatele v digitální podobě Laboratoř geoinformatiky UJEP v Mostě [1]. Použitelnost mapových podkladů I. rakouského vojenského mapování pro detailní analýzy vývoje vodních ploch je omezena jejich nedostatečnou polohopisnou přesností [1][2][3]. Proto v tomto příspěvku není zahrnuto toto mapování do konkrétních analýz v geografických informačních systémech.

2 MODELOVÁ ÚZEMÍ

Pro studium vývoje vodních ploch v historickém kontextu byla vybrána povodí ze všech tří hlavních povodí v České republice, tedy povodí Dunaje, Odry a Labe. Z povodí Dunaje to bylo povodí Hané, Jevišovky, Kyjovky, Trkmanky a Třebůvky, z povodí Odry to bylo povodí Opavy a povodí Odry od pramene po soutok s Opavou, v povodí Labe se jednalo o povodí Blanice (na Vlašimsku) a o povodí Bystřice (na Hořicku) – viz Obr. 1.

Povodí Blanice má celkovou rozlohu 543 km² jeho největší část patří z hlediska geomorfologického regionálního členění do Vlašimské vrchoviny, část povodí se nachází v Benešovské pahorkatině [4]. Většina území má charakter vrchovinného reliéfu a dosahuje nadmořských výšek v rozmezí od 400 do 500 m, v pramenné oblasti jsou nadmořské výšky 500 až 600 m. Řeka Blanice se vlévá do Sázavy nedaleko Českého Šternberku.



Obr. 1 Modelová území vybraných povodí

Povodí Bystřice se nachází převážně v pahorkatinném reliéfu s nadmořskou výškou 200 až 300 m, pouze pramenná oblast má charakter vrchoviny s nadmořskými výškami mezi 300 až 500 m. n. m. Řeka pramení v Krkonošském podhůří, protéká Jičínskou pahorkatinou a do Cidliny se vlévá ve Východolabské tabuli v Chlumci nad Cidlinou [4]. Celková plocha povodí je 379 km².

Povodí Hané o rozloze 614 km² se z poloviny nachází v pahorkatinném až nížinném reliéfu s nadmořskými výškami mezi 200 až 300 m, jedná se převážně o území Vyškovské brány a Hornomoravského úvalu, ve kterém se řeka Haná vlévá do Moravy. Horní část povodí se nachází v Drahanské vrchovině, kde jsou zastoupeny nadmořské výšky mezi 400 až 600 m. Jižní mírně zvlněná část povodí Hané leží v Litenčické pahorkatině [4].

Převážná část povodí Jevišovky se nachází v Jevišovické pahorkatině, dolní část povodí zasahuje do Dyjsko-svrateckého úvalu [4]. Od pramenné oblasti s nadmořskou výškou okolo 500 m n. m. rovnoměrně klesá nadmořská výška až po soutok s Dyjí (175 m n. m.). Celková plocha povodí činí 787 km².

Řeka Kyjovka pramení v Chříbech v nadmořské výšce 518 m, protéká mírně zvlněnou Kyjovskou pahorkatinou a v dolní části plochým Dolnomoravským úvalem. Do řeky Dyje se vlévá v nadmořské výšce 152 m n. m. Přibližně polovina povodí nepřesahuje nadmořskou výšku 200 m. Převládá zde nížinný, případně pahorkatinný reliéf [4]. Plocha povodí: 678 km².

Povodí Odry bylo zkoumáno od jejího pramene v Nížkém Jeseníku ve výšce 680 m n. m. až po soutok s řekou Opavou ve městě Ostrava. Jde o poměrně rozsáhlé území s celkovou rozlohou 1615 km². Západní část povodí spadá do Nížkého Jeseníku a vykazuje vrchovinný charakter s maximálními nadmořskými výškami okolo 800 m [4]. Střední část území spadá do Moravské brány a má plochý charakter reliéfu. Vysoká dynamika reliéfu je ve východní části dílčího povodí Odry, kde se nachází Moravskoslezské Beskydy a Podbeskydská pahorkatina, z nichž přitéká jako významnější vodní tok řeka Lubina.

Povodí Opavy je ze všech zkoumaných povodí největší, má celkovou rozlohu 2088 km². Také vykazuje nejvyšší dynamiku reliéfu, protože zdrojnice Opavy, tedy Bílá Opava a Střední Opava mají své prameny na svazích masivu Pradědu v Hrubém Jeseníku v nadmořské výšce 1280 m. Významným přítokem Opavy je i řeka Moravice pramenící jižně od Pradědu v nadmořské výšce 1134 m. Pramenné oblasti mají charakter hornatin nebo vrchovin a leží v geomorfologických celcích Hrubý Jeseník a Zlatohorská vrchovina [4]. Střední část toku protéká Nížkým Jeseníkem, dolní část toku Opavskou pahorkatinou. Soutok Opavy s Odrou se nachází v nadmořské výšce 207 m v Ostravě.

Povodí Trkmanky se nachází převážně v rozmezí nadmořských výšek 200 až 300 m. Pramen řeky Trkmanky leží v nadmořské výšce 249 m a soutok s řekou Dyjí se nachází přibližně o 100 m níže. Celková plocha povodí dosahuje 363 km², tedy nejméně ze všech zkoumaných povodí. Většina území spadá do geomorfologického celku Žďánický les, část patří do Kyjovské pahorkatiny a dolní část toku do Dolnomoravského úvalu [4].

Pro povodí Třebůvky je typický pahorkatinný reliéf s nadmořskou výškou 300 až 400 m, který je prezentován zejména Podorlickou pahorkatinou [4]. Pramen řeky Třebůvky se nachází ve výšce 458 m n. m. Vrchovinný reliéf je v povodí zastoupen v Dražanské vrchovině a Zábřežské vrchovině (přes 500 m n. m.). Třebůvka se vlévá do řeky Moravy v Mohelnické brázdě u Mohelnice.

3 METODIKA

Historický vývoj vodních ploch byl analyzován za použití vrstev prostorových objektů vytvořených vektorizací nad mapovými sadami starých topografických map v prostředí GIS. Vektorizace vodních ploch probíhala v prostředí Arc GIS metodou digitalizace z obrazovky. Pokud byl uveden v mapě název objektu, tak byl doplněn do příslušné atributové položky. Další atributovou položkou byla výměra vodních ploch v hektarech na dvě desetinná místa. Pro studium vývoje vodních ploch bylo použito celkem 5 mapových sad: II. rakouské vojenské mapování 1 : 28 800 (1836–1852), III. rakouské vojenské mapování 1 : 25 000 (1876–1880), československé vojenské topografické mapy

1 : 25 000 (1953–1957), československé vojenské topografické mapy 1 : 25 000 (1988-1995) a základní mapy ČR (ZABAGED) 1 : 10 000 (2015). Pro hodnocení vývoje vodních ploch byly zkoumány všechny vodní plochy zaznamenané na topografických mapách, taktéž větší vodní plochy s výměrou větší než 1 ha, respektive 10 ha. To umožnilo srovnání velikostních kategorií ve všech devíti zkoumaných povodích a zároveň zhodnocení vlivu hybných sil změn využití krajiny s dopadem na vývoj vodních ploch.

4 VÝSLEDKY A DISKUZE

Základní analýzou v historickém vývoji vodních ploch vybraných povodí bylo vyhodnocení vývoje všech vodních ploch v povodí vyjádřených plošně, v tomto případě v hektarech.

Tab. 1 Rozloha vodních ploch ve vybraných povodích (ha)

Povodí	1836-1852	1876-1880	1953-1957	1988-1995	2015
Blanice	468	328	313	326	366
Bystrice	676	208	118	234	339
Haná	20	8	22	209	205
Jevišovka	615	136	170	360	417
Kyjovka	508	71	439	712	811
Odra	456	399	745	1013	973
Opava	156	44	367	841	1673
Trkmanka	730	50	29	38	75
Třebůvka	14	10	27	61	92

Z vytvořených analýz ve vybraných devíti povodích je zřejmé, že vývoj vodních ploch je u nich značně odlišný (Tab. 1). Jediným shodným rysem pro všechna povodí je významný pokles rozlohy vodních ploch mezi roky 1836-1852 a 1876-1880. Odráží se zde významně různé hybné síly změn krajiny – nerentabilita chovu ryb, rozvoj cukrovarnictví, zvýšení poptávky po orné půdě, rozvoj těžby uhlí, změny ve zpracování zemědělských produktů [2]. Některé z těchto hybných sil jsou popsány již v publikovaných studiích, např. o Kyjovce a Trkmance [5][6], kde lze za zásadní hybné síly zániku vodních ploch považovat zejména rozvoj cukrovarnictví. Obdobné výsledky lze pozorovat i u povodí Bystrice, kde zejména v dolní části povodí byla v druhé polovině vysoká koncentrace cukrovarů, částečně lze vysledovat obdobný proces i v povodí Jevišovky. Nejvýznamnější pokles rozlohy vodních ploch byl zaznamenán

v povodí Trkmanky, kde zanikly rozsáhlé plochy Kobylského a Čejčského jezera a soustavy rybníků na Trkmance a Kyjovce s původní retenční funkcí pro přilehlé mlýny [5].

Pokles rozlohy vodních ploch pokračoval v letech 1953-1957 pouze v povodí Bystřice a Trkmanky (Tab. 1). V ostatních povodích postupně rostla rozloha vodních ploch, souviselo to s obnovou některých rybníčních soustav, budováním vodních nádrží pro zásobování pitnou vodou a pro průmysl, ale i s rozvojem vodních ploch po povrchové těžbě nerostných surovin. Při hodnocení celého zkoumaného období let 1836-1852 až 2015 bylo zjištěno, že u čtyř povodí rozloha poklesla: Trkmanka (pokles o 90 %), Bystřice (50 %), Jevišovka (32 %), Blanice (22 %). U pěti povodí došlo k nárůstu vodních ploch (Tab. 1), přičemž nejvyšší dynamiku vykazovaly povodí Hané a Opavy (nárůst více než desetinásobný). Na řece Hané byla vybudována vodní nádrž Opatovice (62 ha), na řece Opava vodní nádrže Slezská Harta (842 ha) a Kružberk (245 ha). V povodí Třebůvky došlo k nárůstu vodních ploch na více než šestinásobek, ovšem vzhledem k malé rozloze vodních ploch v prvním zkoumaném období nejde o tak zásadní proměnu v krajině. Byly zde postupně zbudovány některé rybníky a retenční nádrže střední či menší velikosti. Za nárůstem vodních ploch v povodí Odry je zejména obnova rybníční soustavy v okolí Bartošovic a obecně aktivity místního rybářství. V povodí Kyjovky lze spojit nárůst rozlohy vodních ploch (na 1,5 násobek) s aktivním přístupem Rybářství Hodonín, obnovy se dočkaly významné zaniklé rybníky přímo na Kyjovce, zatímco na vedlejších tocích mimo zájmy rybářství se obnova zaniklých vodních ploch konala velmi sporadicky.

Vzhledem k odlišné celkové rozloze vybraných povodí se jako další analýzy nabízí srovnání podílu vodních ploch na celkové rozloze povodí. Ještě více se zdůraznil rozdíl ve vývoji vodních ploch v povodí Trkmanky, kde v roce 1836-1852 vodní plochy zabíraly 2,01 % území (Tab. 2), nejvíce ze všech modelových území i období. Jednalo se tedy historicky o povodí s poměrně výrazným zastoupením vodních ploch, zatímco v roce 2015 šlo o druhý nejmenší podíl z devíti vybraných povodí (0,21 %). Poměrně vysoký podíl vodních ploch byl dosažen v roce 1836-1852 i v povodí Bystřice (1,78 %), dnes po obnově některých vodních ploch patří opět z vybraných povodí k nejvyšším (0,89 %).

Dlouhodobě nejnižší podíly vodních ploch vykazovaly povodí Třebůvky a Hané (minimum 0,2% a 0,1%), za zvýšením podílu u Hané na 0,33% stojí vybudování vodní nádrže Opatovice (Tab. 2). V současnosti se podíl vodních ploch přes 1 % dostal pouze u povodí Kyjovky, za čímž je podpora obnovy a budování nových rybníků na Kyjovce mezi městy Dubňany a Hodonín. Z historického hlediska je zajímavý i velmi nízký podíl vodních ploch v povodí Opavy v prvních třech sledovaných obdobích. Teprve budování velkých vodních

nádrží Kružberk a Slezská Harta vedlo ke zvýšení podílu vodních ploch (v roce 2015 0,80 %).

Tab. 2 Podíly vodních ploch z celkové rozlohy ve vybraných povodích (%)

Povodí	1836-1852	1876-1880	1953-1957	1988-1995	2015
Blanice	0,86	0,60	0,58	0,60	0,67
Bystřice	1,78	0,55	0,31	0,62	0,89
Haná	0,03	0,01	0,04	0,34	0,33
Jevišovka	0,78	0,17	0,22	0,46	0,53
Kyjovka	0,75	0,10	0,65	1,05	1,20
Odra	0,28	0,25	0,46	0,63	0,60
Opava	0,07	0,02	0,18	0,40	0,80
Trkmanka	2,01	0,14	0,08	0,10	0,21
Třebůvka	0,02	0,02	0,05	0,11	0,16

Tab. 3 Počet vodních ploch o rozloze větší než 1 ha ve vybraných povodích

Povodí	1836-1852	1876-1880	1953-1957	1988-1995	2015
Blanice	103	74	70	68	77
Bystřice	49	32	21	41	52
Haná	6	0	8	30	34
Jevišovka	55	37	36	65	72
Kyjovka	18	11	34	69	80
Odra	45	32	76	141	142
Opava	26	15	33	79	75
Trkmanka	23	10	11	15	22
Třebůvka	4	3	4	11	15

Tab. 4 Počet vodních ploch o rozloze větší než 10 ha ve vybraných povodích

Povodí	1836-1852	1876-1880	1953-1957	1988-1995	2015
Blanice	4	3	3	3	3
Bystřice	10	3	1	5	9
Haná	0	0	0	4	3
Jevišovka	9	2	3	8	8
Kyjovka	8	2	11	21	19
Odra	11	11	28	27	25
Opava	6	0	3	8	8
Trkmanka	10	1	0	0	0
Třebůvka	0	0	0	1	1

Počet vodních ploch s větší výměrou než 1 ha dokresluje rozdíly mezi jednotlivými povodími (Tab. 3). Pouze v případě povodí Blanice se počet vodních ploch větších než 1 ha v celém hodnoceném období snížil. Vyplývá z toho, že některé vodní plochy větší než 1 ha zde zanikly a dosud nebyly obnoveny, případně se jejich výměry mohly mírně snížit pod hranici 1 ha.

V některých povodích se počet vodních ploch nad 1 ha sice výrazně zvýšil, ovšem u celkové rozlohy v povodí nejsou rozdíly tak zřejmé. Jedná se zejména o povodí Kyjovky a Odry, kde docházelo sice k obnově původních vodních ploch či budování nových vodních ploch, ovšem v jiné velikostní a prostorové struktuře s jednotlivými chovnými rybníky a sádkami určenými na produkci ryb [5]. Interpretace výsledků vývoje vodních ploch nad 1 ha je však také svým způsobem problematická. Například podle počtu vodních ploch nad 1 ha v povodí Trkmanky by se dalo odvodit, že vývoj vodních ploch se vrací k původním hodnotám z roku 1836-1852 (Tab. 3). Nově budované vodní plochy však zdaleka nedosahují rozlohy původních vodních ploch.

Dalším ukazatelem porovnávací vývoj vodních ploch ve vybraných povodích v historickém kontextu je počet vodních ploch s větší rozlohou než 10 ha (Tab. 4). Významnější počet vodních ploch nad 10 ha je v současnosti zastoupen v povodí Kyjovky a Odry, tedy v územích s významnými rybníčními soustavami a klíčovou produkcí ryb v regionech. V povodí Bystřice a Jevišovky jsou v současnosti počty vodních ploch nad 10 ha obdobné jako v roce 1836-1852. Ukazuje to na obnovu významných vodních ploch v těchto povodích. Opět se potvrdil zásadní rozdíl ve vývoji vodních ploch v povodí Trkmanky, zatímco v roce 1836-1852 bylo v tomto území 10 vodních ploch s rozlohou nad 10 ha, v současnosti zde není ani jediná. V povodí Třebůvky dlouhodobě nejsou zastoupeny žádné nebo téměř žádné velké vodní plochy (Tab. 4). Konstantní je dlouhodobě počet vodních ploch nad 10 ha pouze v případě povodí Blanice.

5 ZÁVĚR

Porovnáním historického vývoje vodních ploch ve vybraných devíti povodích bylo zjištěno, že existují značné rozdíly v podílu vodních ploch v povodí. V některých obdobích se tento podíl pohyboval v rozmezí od 0,01 % do 0,02 %, takže lze tvrdit, že vodní plochy byly v tomto období velmi vzácným prvkem krajiny. V současnosti jsou nejnižší podíly vodních ploch v povodí Třebůvky a Trkmanky (0,16 % a 0,21 %). Odlišnosti ve vývoji vodních ploch ve vybraných povodích jsou patrné i ve vývoji vodních ploch nad 10 ha. V povodí Trkmanky se v současnosti takové plochy vůbec nevyskytují, přičemž původně byly hojně zastoupeny, v povodí Třebůvky je aktuálně pouze jedna vodní plocha větší než 10 ha. Naopak v povodí Kyjovky a Odry počet větších vodních ploch postupně narůstal a to díky vzniku většího množství účelově zřízených chovných rybníků a drobných sádek.

Shodným rysem všech povodí je významný úbytek vodních ploch mezi obdobími 1836-1852 a 1876-1880. Tento propad výměry vodních ploch byl způsoben kombinací hybných sil v krajině – rozvoj cukrovarnictví, zvýšení

poptávky po orné půdě, rozvoj těžby nerostných surovin, změny ve zpracování zemědělských produktů. Obnova vodních ploch proběhla pouze v těsném zázemí řeky Kyjovka, důvodem byl rozvoj chovu ryb.

Výsledky historického vývoje vodních ploch ve vybraných povodích lze využít pro návrhy obnovy konkrétních vodních ploch v daném povodí, vyhodnocení využitelnosti stávajících hrází rybníků a jejich profilů. V některých povodích již vznikly konkrétní studie – např. v povodí Blanice [7]. Kromě obnovy vodních ploch lze historický vývoj vodních ploch zohlednit i v ochraně přírody a krajiny, např. při podpoře ochrany mokřadů na bývalých vodních plochách [6].

Literatura

- [1] BRŮNA, V., BUCHTA, I., UHLÍŘOVÁ, L. *Identifikace historické sítě prvků ekologické stability krajiny na mapách vojenských mapování*. In Acta Universitatis Purkynianae – Studia Geoinformatica II., 81, Ústí nad Labem, Univerzita Jana Evangelisty Purkyně. 2002. 46 s.
- [2] PAVELKOVÁ, R., FRAJER, J., NETOPIL, P. a kol. *Historické rybníky České republiky: srovnání současnosti se stavem v 2. polovině 19. století*. Praha: Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, 2014. 167 s.
- [3] FRAJER, J., GELETIČ, J. Research of historical landscape by using old maps with focus to its positional accuracy. Dela, 3. 2011. p. 49-67.
- [4] DEMEK, J. MACKOVČIN, P., (eds.). Hory a nížiny. *Zeměpisný lexikon ČR. 2. upravené vydání*. Brno: AOPK ČR, 2006. 582 s.
- [5] HAVLÍČEK, M., PAVELKOVÁ, R., FRAJER, J., SKOKANOVÁ, H. *The long-term development of water bodies in the context of land use: The case of the Kyjovka and Trkmanka River Basins (Czech Republic)*. Moravian Geographical Reports, 22 (4). 2014. p. 39–50.
- [6] HAVLÍČEK, M., PAVELKOVÁ-CHMELOVÁ, R., FRAJER, J., NETOPIL P. *Vývoj využití krajiny a vodních ploch v povodí Kyjovky od roku 1763 do současnosti*. Acta Pruhoniciana, 104. 2013. s. 39-48.
- [7] DAVID, V., DAVIDOVÁ, T. *Analysis of available retention volume in extinct ponds – case study for Blanice river catchment*. Agriculture and Agricultural Science Procedia, 4. 2015. p. 79-87.

Poděkování

Príspevek byl zpracován s podporou projektu NAZV KUS QJ1620395 s názvem „Obnova a výstavba rybníků v lesních porostech jako součást udržitelného hospodaření s vodními zdroji v ČR“.

HISTORICKÉ RYBNÍKY OPAVSKA NA STARÝCH MAPÁCH HISTORICAL FISHPONDS IN SURROUNDING OF OPAVA ON OLD MAPS

Jan BRADÁVKA^{1,✉}, Renata Pavelková¹, Jindřich Frajer¹, Aleš Létal¹

¹ Univerzita Palackého v Olomouci, Katedra geografie, Přírodovědecká fakulta, tř. 17. listopadu 12, 771 46 Olomouc
✉bradvka.jan@seznam.cz

Abstract

This study is focused on locating of historical ponds from the first military survey in administrative district of municipality with extended authority Opava using both present and historical maps and comparing their characteristics with other two military surveys and present situation. Significant decrease of both numbers and the area of the fishponds in the examined area was driven mostly by need of land for agriculture in period of lowering profitability of fishpond husbandry after the first military survey was carried out.

Keywords: Opava, digitisation, historical pond, military survey, land use

1 ÚVOD

Jen málokterý krajinný prvek je pro naši krajinu tak typický jako rybníky. V povodí Odry nacházíme zmínku o nejstarším rybníku v Ketří (Kietrz v dnešním Polsku) z roku 1262 a 1278. Další rybník v oblasti Slezska založil řád Cisterciáků v obci Darkovice na Hlučínsku, který ale počátkem 14. století zanikl, aby byl posléze obnoven Mikulášem II. Opavským [1], [2]. Ryby, jako postní potravina měly pro církevní řády velký význam [1], proto se zapojování klášterů do budování rybníků nelze divit.

Rybníky však měly kromě funkce rybochovné i funkci retenční a energetickou, sloužily tedy k zachycování přívalů vod a pohonu vodních kol vypouštěním zadržené vody [1]. Tyto a později zbudované mlýny můžeme nalézt v mapách I. a II. v. m. při hrázích rybníků zakreslené symbolem vodního kola, v některých případech doplněným o název mlýna.

Dalšími způsoby využití rybníků bylo odvodňování zamokřených půd a vodní rezerva v místech s nedostatkem tekoucí vody [1].

V 15. století zmiňuje Hurt [1] na tehdejší Opavsku čtyři skupiny rybníků, první skupina se nacházela ve Vřesině u Svinova, Svinově, Třebovicích, Klimkovicích, Velké Polomi, Polance, další v Kylešovicích (min. jeden založen Přemkem Opavským někdy před r. 1433), Štítině, Mokřých Lazcích a Novosedlicích, třetí skupina byla na Hlučínsku a poslední v Dolním Benešově, kde známe i název jednoho z nich – Dubský.

Rozvoj rybníkářství nastal na Opavsku po husitských válkách především přičiněním šlechty, snažící se finančně si přilepšit chovem ryb. Andreska [3] klade příchod zlatého věku rybníkářství do Slezska na přelom 15. a 16. století. Do tohoto období spadá vznik tří Stěbořských rybníků, dále rybníků v Dobroslavicích a Bolaticích. U Hradce nad Moravicí se nacházelo na konci 15. století mnoho rybníků [3], podle Hurta [1] šlo o osm rybníků a sedm rybníků kaprových. U Hlučina vznikl rybník Štěpánovský, dále vznikly rybníky v Mokřých Lazcích. U obce Úvalno se nacházel hlavní rybník se dvěma plůdkovými rybníčky, rybníky se vyskytovaly také v Holasovicích a Brumovicích. Dále bylo osm rybníků na statcích Opavské komory, jednalo se o rybníky Velký, Prostřední, Dolní, Moravický, Křížavý, Zamarovický a rybník Pod městem. Na sever od Opavska se nacházely čtyři hlavní a dva plůdkové rybníky u Krnova, k nim posléze přibýly dva další [1]. Tento vývoj se shoduje s děním Čechách a na Moravě a byl způsoben úbytkem obyvatel venkova, takže bylo nutno zavést extenzivní způsoby hospodaření – jedním z nich byl i chov ryb. Dalším předpokladem byly zábory církevní půdy a vznik velkostatků. V tomto období zvaném zlatý věk přibýlo v českých zemích na 25 000 rybníků [3], přičemž celkový počet se odhaduje na 75 000 [4].

První velké rušení rybníků nastalo v důsledku třicetileté války, kdy docházelo k vypouštění a devastaci rybníků vojsky [3]. Tomuto fenoménu věnuje pozornost také Pavelková a kol. [2] a zmiňuje i osévání vypuštěných rybníků hladovějícím obyvatelstvem. Ale již před válkou byly rybníky rušeny. Hurt [1] uvádí, že z osmi rybníků Opavské komory zůstaly v roce 1604 pouze dva největší – Velký a Prostřední. Také rybníčky u Otice byly v tomto roce již nepoužívané.

V období konce 17. a v 18. století dochází v českých zemích k obnově některých rybníků i k zakládání nových, avšak v mnohem menší míře než v 16. století. Problémy působil kromě nedostatku půdy i nedostatek vody, na Opavsku např. v poslední třetině 17. století nebyl z tohoto důvodu napuštěn rybník v Hošťálkovicích ani rybníky u Štítiny. Situace pokračovala i na začátku 18. století [1].

V 18. století začíná upadat cena kapra, díky čemuž klesá i ochota investovat do údržby rybníků, což mělo za následek pokles výtěžnosti. Rovněž zrušením množství klášterů po josefinské reformě roku 1782 došlo ke snížení cen ryb,

považovaných za postní jídlo. Soustava rybníků Opavské komory, jejichž výměra v roce 1789 činila 165 jiter, během následujících let zcela zanikla, silnou redukcí zažily i ostatní lokality [5]. Jedno jitra činilo přibližně 0,572 ha [3]. Dále byly rybníky přeměňovány na pole a pastviny z důvodů vyšší rentability [5]. Porovnáním map I. a II. v. m. se můžeme přesvědčit o úbytku vodních ploch v tomto období, které můžeme považovat za další velkou vlnu rušení rybníků. Příkladem mohou být dva velké rybníky v Kylešovicích. Dodnes jsou památkou na toto období jejich hráze, v současnosti sloužící jako komunikace.

Úbytek rybníků pokračoval až ke konci 19. století, kdy v roce 1879 vznikl „První rakousko - slezský spolek pro chov ryb v Opavě“ [5], což můžeme chápat jako znak obnovy statutu rybářství jako významného způsobu hospodaření v oblasti.

Mnoho významných vodních ploch na zkoumaném území nacházíme až na mapách relativně nových. Jde např. o rybníční soustavu u Raduně (Panský rybník), podle nálezu letopočtu na kbelu jednoho z rybníků dokončenou pravděpodobně v 1. desetiletí 20. stol, rybník Vrbovec u Slavkova, Stěbořický rybník, kaskádu tří rybníků nad Chvalíkoviciemi, o kterých se zmiňuje „Zpráva o obhospodařování rybníků a rozvoji rybního hospodářství na území okresu Opava“ [6], Stříbrné jezero, zatopené v 60. letech 20. století a vodní nádrž Sedlinka, dokončená v r. 1978 jako zdroj vody k zavlažování. V současnosti slouží hlavně jako ochrana před povodněmi a její hladina je trvale snižena ke zvětšení retenčního objemu [7].

2 METODIKA

Vstupními daty pro analýzu historického vývoje v programu Qgis ve verzi 2.0.1 byly mapové vrstvy historických vodních ploch I. vojenského mapování (I. v.m.) v měřítku 1 : 28 800 z let 1764–1768 a II. vojenského mapování v měřítku 1 : 28 800 z let 1836–1841 (II. v.m.). Pro doplnění historického vývoje vodních ploch v území byly použity i mapy III. vojenského mapování z let 1876 – 1878 (III. v.m.). I. vojenské mapování nemělo dostatečné geodetické základy, proto interpretace zákresů vodních ploch přímo z georeferencovaných mapových listů není možná a je nutné použít novějších mapových podkladů pro vytvoření korektního zákresu vodních ploch.

Analýzovaná vrstva vodních ploch dle I. vojenského mapování vycházela z dostupných map tohoto mapování poskytovaných Laboratoří geoinformatiky UJEP a projektem Mapire. Samotná vektorizace byla provedena nad georeferencovanými úseky I. vojenského mapování, a novějšími mapami II. vojenského mapování (CENIA), stabilního katastru (ÚAZK) s případným

posunem zákresu podle ortofotomapy, stabilního katastru a základní mapy 1:10 000 (ČÚZK) pro určení, co nejpřesnější plochy zátopy. Pro analýzu současného stavu byla použita vrstva A05_Vodni_nadrze (DIBAVOD).

Hodnocenými parametry byla plocha rybníka, doba zániku, převažující půdní typ na dané lokalitě, současné využití a přítomnost mlýna pod hrázi rybníka. Pro hodnocení současného stavu byly vybrány vodní plochy nad 0,5 ha pro eliminaci vlivu velkého množství velmi malých vodních ploch na výsledné hodnoty.

3 VÝSLEDKY

Na zkoumaném území bylo v rámci I. vojenského mapování nalezeno a zakresleno 77 vodních ploch o ploše 182,4 ha, z tohoto počtu se do současnosti zachovalo 32 objektů, přičemž zanikly zejména plošně významné rybníky. Toto mohlo být způsobeno faktem, že se tyto rybníky nacházely na plochém území vhodném k polnímu hospodářství.

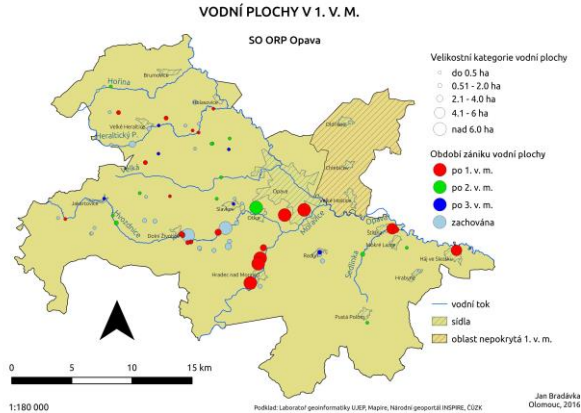
Z pěti největších objektů uvedených v Tab. 1 se dodnes zachoval pouze bezejmenný rybník u Dolních Životic, avšak výrazně zmenšený, přičemž většinu jeho bývalé rozlohy zabírá trvalý travní porost. Zbýlé rybníky v současnosti slouží především jako orná půda, popřípadě na jejich území zasahuje zástavba (u rybníků Velký, Otický a bezejmenný v Kylešovicích).

Tab. 1 Největší rybníky v I. vojenském mapování (1764–1768)

NÁZEV RYBNÍKA	PLOCHA (ha)	KAT. ÚZEMÍ
Šibenný [8]	43,4	Kylešovice
N/A	17,7	Kylešovice
Velký [8]	16,3	Hradec n. Moravicí
Otický	14,7	Slavkov u Opavy
N/A	13,5	Dolní Životice

Na sledovaném území můžeme pozorovat prudký úbytek jak počtu rybníků, tak celkové plochy právě v období mezi I. a II. vojenským mapováním, tedy v době od druhé poloviny 18. století až do třicátých let 19. století (Obr. 1). Zánik rybníků vedl ke snížení celkové rozlohy rybníků o 66 %, a právě do této doby spadá velká vlna jejich rušení i na celém území českých zemí, hlavně vlivem reforem a změn v hospodaření [3], [2]. Tento jev tedy zapadá do celkového trendu doby.

Území Šibenného rybníka ani hradeckých rybníků není ve stabilním katastru rozparcelováno na malé úseky, jak by se dalo čekat při přeměně na zemědělskou půdu, která by mohla být snáze pronajímána. Naopak typicky „hladem po půdě“ vedené rušení rybníků, jak ho popisuje Pavelková a kol. [2], se odehrálo u Chabičova, kde 2 rybníky (Teichel a Oberteich) zanikly již před I. vojenským mapováním a poslední největší zřejmě krátce po něm. Všechny plochy těchto rybníků byly rozděleny na pravidelné souběžné parcely.



Obr. 1 Historické rybníky v zájmovém území v jednotlivých obdobích a jejich velikost

V období po II. vojenského mapování se tempo zánikání rybníků zpomalilo, zmizela plocha činící 9,4 % původní, což vzhledem k celkovému počtu 13 zaniklých rybníků (není započten rybník v Jaktaři, viz tab. 2) do III. vojenského mapování napovídá, že se jednalo se o zánik rybníků s výrazně menší plochou než v předchozím období.

Z tohoto schématu se ovšem vymyká Otický rybník s plochou 14,7 ha, což činí 87 % z původní plochy z I. vojenského mapování a 75 % z celkové plochy zaniklé v tomto období. Zpomalení rušení rybníků v tomto období je možné vysvětlit jednoduše nedostatkem ploch, které by bylo možno využít jinak. Mnoho rybníků zachovalých do tohoto období bylo návesních a byly pro obce potřebné jako zdroje vody a požární nádrže, dále se staly dva velké rybníky u Raduně součástí zámeckého parku [9] a převzaly funkci estetickou.

V období po III. v. m. zaniklo z rybníků původně zakreslených v I. v. m. pouze 6, avšak největší z nich, rybník v Raduni pod kostelem o výměře 0,6 ha, pouze změnil účel, byl vybetonován a slouží jako požární nádrž. Faktický úbytek vodní plochy je tedy oproti prvnímu období minimální.

Do II. vojenského mapování přibylo podle mapové vrstvy 2vm_rybniky_Opava poskytnuté Katedrou geografie PřF UPOL ve zkoumaném území celkem 5 rybníků nad 0,5 ha o celkové ploše 9,1 ha (tab. 2). Jelikož ale nebyl rybník ve Zlatnících (č. 1) nalezen ani v mapě II. v. m., ani ve stabilním katastru, bylo nutno tento údaj zkorigovat na 4 rybníky o celkové ploše 5,6 ha. Do III. vojenského mapování z přibylých rybníků ve II. v. m. zanikl rybník v Jaktaři (tab. 2, č. 4), na jehož místě se dnes nachází trvalý travní porost, komunikace a budova mrazírny.

Tab. 2 Rybníky nově zanesené v II. vojenského mapování (1836 – 1852).

č.	PLOCHA (ha)	KATASTRÁLNÍ ÚZEMÍ
1	4,4	Zlatníky u Opavy
2	2,3	Slavkov u Opavy
3	1,3	Deštné
4	1,3	Jaktař
5	0,7	Litultovice

Tab. 3 Půdní typy na lokalitách zaniklých rybníků z I. v. m. (1764 – 1768)

PŮDNÍ TYP	POČET LOKALIT	PLOCHA (ha)	PLOCHA (%)
Fluvizem	3	75,7	53,6
Kambizem	19	44,2	31,3
Luvizem	11	14,6	10,3
Hnědozem	10	3,5	2,4
Glej fluvický	1	3,1	2,1
Pseudoglej	1	0,2	0,1

3.1 Půdy na lokalitách zaniklých rybníků

Dominantním půdním typem na lokalitách zaniklých rybníků z I. v. m. je fluvizem, ačkoli po pseudoglejích a fluvických glejích zaujímá na zkoumaném území nejméně lokalit. Vyskytuje se kolem řek Opavy a částečně Moravice, a to pouze v oblastech rybníků u Kylešovic a Otického rybníka, nicméně právě tyto náležely k největším rybníkům ve sledovaném území. Kambizem je v území nejběžnější, co do počtu lokalit. Jde především o oblasti kolem potoka Hvozdnice a řeky Moravice.

Luvizemě nacházíme v pruhu na západ od města Opavy, vymezeném potoky Velká a Hvozdnice a dále v oblasti podél řeky Opavy u Háje ve Slezsku a Mokřých Lazců, hnědozemě se nachází na severu území, v pásu mezi Opavou a Velkými Heralticemi. Pseudogleje a fluvické gleje zastupuje jediná lokalita a jejich výskyt tedy není významný. Počet lokalit a absolutní hodnoty ploch jednotlivých půdních typů jsou obsaženy v tab. 3.

3.2 Současné využití zaniklých rybníků

V oblasti současného využití území rybníků z I. vojenského mapování podle katastrálních údajů výrazně převažuje orná půda. Nachází se mj. na území rozlehlých rybníků bývalé Hradecké soustavy, rybníků u Kylešovic, u Štítiny a rybníka u Chabičova, zaniklých po I. v. m. a dále Otického rybníka, zaniklého po II. vojenském mapování. V dobách zvýšených požadavků na půdu byly právě tyto velké rybníky jako první vysušeny s velkým ziskem zemědělské půdy, což je dobře pozorovatelné ve stabilním katastru. Vodní plocha zahrnuje jak rybníky zachovalé, tak rybníky, které se staly součástí jiných vodních děl (rybník v Suchých Lazcích, na jehož území se dnes nachází část vodní nádrže Sedlinka) nebo změnilы svůj účel a nejsou považovány za kontinuitu původního rybníka (např. požární nádrž v Raduni na místě obecního rybníka).

Tab. 4 Současné využití rybníků z I. vojenského mapování (1764 – 1768).

VYUŽITÍ	POČET LOKALIT	PLOCHA (ha)	PLOCHA (%)
Orná půda	16	119,0	65,1
Vodní plocha	37	30,4	16,6
Trvalý travní porost	7	27,6	15,1
Ostatní plocha	10	2,8	1,5
Nelze jednoznačně určit	3	1,4	0,8
Lesní pozemek	2	0,9	0,5
Zahrada	2	0,1	0,1

Trvalé travní porosty se nacházejí zejména na území třech lokalitách. Jde o rybník Stranka u Hradce nad Moravicí, většinu plochy velkého rybníka u Dolních Životic, dnes redukovaného a rybník u Štáblovického mlýna.

Typ pozemku, označený jako ostatní plocha se vyskytuje na deseti lokalitách, což je třetí nejpočetnější zastoupení, avšak plochou se podílí na celkové ploše necelými 2 %. Jde především o rybníky na území dnešních sídel,

zaniklé ve prospěch zvětšení jejich plochy (rybníky v Jarkovicích, Slavkově, Bohdanovicích, Dolních Životicích aj.).

Plochy s nejednoznačným určením, lesní pozemky i zahrady se podílejí na celkové ploše zaniklých rybníků méně než 1 % a nemají tedy zásadní vliv na převážně zemědělský charakter současného využití zaniklých rybníků. Hodnoty jsou zaneseny do tab. 4.

4 SOUČASNÝ STAV

Pro hodnocení současného stavu vodních ploch bylo ze současných 286 vybráno 50 vodních ploch, kdy kritériem byla plocha nad 0,5 ha. Důvodem byla přílišná časová náročnost hodnocení takto velkého vzorku, kdy bylo navíc mnoho velmi malých vodních ploch charakterem rybníků vzdáleno a nežádoucím způsobem by měnily vlastnosti vzorku. Porovnáním sloupců hodnota celkem a hodnota vybraná v tab. 5 zjistíme, že vybraných 50 největších vodních ploch tvoří téměř 78 % celkové rozlohy. Kromě 236 malých vodních těles pod 0,5 ha byly z výběru ještě před výpočtem charakteristik vyloučeny i údolní nádrže Pocheň a Kružberk, které se svým charakterem vymykají ze zaměření práce a započtením jejich plochy by rovněž došlo k posunu hodnot u vzorku současných vodních ploch.

Tab. 5 Charakteristiky současných vodních ploch v SO ORP Opava.

VELIČINA	HODNOTA CELK.	HODNOTA VYBR.
Počet prvků	286,0	50,0
Minimální plocha prvku (m ²)	63,0	5 018,0
Maximální plocha prvku (m ²)	83 659,0	83 659,0
Celková plocha (m ²)	1 062 151,0	825 817,0
Průměrná plocha (m ²)	3 713,8	16 516,3
Medián (m ²)	742,0	10 669,0

Z 50 současných vodních ploch nad 0,5 ha jich má 13 původ v období do I. vojenského mapování. Do tohoto údaje je započten i zbytek rybníka u Dolních Životic a Slavkovský rybník, na mapách II. vojenského mapování již vypuštěný, je ovšem znovu zakreslen ve vojenských topografických mapách z let 1921 – 1944 v původním rozsahu. Jelikož rybník slouží původnímu účelu a nachází se na původní lokalitě, byl považován za kontinuitu původního rybníka. Celkem má ve zkoumaném území na období I. v. m. návaznost 23,7 ha současné vodní plochy, což je 22,4 % plochy všech objektů nad 0,5 ha.

Tab. 6 Porovnání vodních ploch nad 0,5 ha ve sledovaném období

OBDOBÍ	POČET PRVKŮ	CELKOVÁ PLOCHA (ha)	PRŮMĚR (ha)
I. v. m.	37	173,5	4,6
II. v. m.	21	51,5	2,6
III. v. m.	15	21,0	1,4
současnost	50	82,5	1,7

Porovnáme-li vodní plochy nad 0,5 ha z vojenských mapování se současností (Tab. 6), jasně vidíme jednak nárůst počtu rybníků nad 0,5 ha, ale i razantní zmenšení plochy průměrného objektu. Nejméně velkých rybníků a nejmenší celková plocha je v období III. vojenského mapování, jelikož největší objekty ve sledovaném území zanikly před jeho vytvořením (I. v. m. – hradecká soustava, rybník u Kylešovic, r. u Chabičova, II. v. m. – Otický r.) a velké vodní akumulace jako je vodní nádrž Sedlinka, rybníky u Raduně nebo Stříbrné jezero ještě neexistovaly. Nejvíce vodních ploch nad 0,5 ha se vyskytuje v současnosti, avšak průměrná rozloha je jen o 0,3 ha vyšší než u III. vojenského mapování. Celková současná plocha dosahuje 47,5 % plochy před velkou vlnou rušení rybníků v 18. století.

5 ZÁVĚR

Ve sledovaném území správního obvodu obce s rozšířenou působností Opava bylo v I. vojenském mapování nalezeno a zakresleno 77 rybníků o celkové ploše 182,4 ha. Následně byla vzniklá mapová vrstva porovnávána s pozdějšími mapovými podklady. Bylo zjištěno, že rybníky zanikaly nejvíce mezi I. a II. vojenským mapováním, kdy došlo k nejmohutnější redukci rybníční plochy. Právě do tohoto období je kladena hlavní vlna zanikání rybníků u nás [2], [3]. Předpokládaným hlavním hybatelem byla potřeba zemědělské půdy, zabírané rozlehlými rybníky v rovinaté krajině.

V dalších obdobích se zanikání rybníků podstatně zpomalilo, zřejmě hlavně vlivem toho, že se nedostávalo ploch vhodných pro jiné využití. Dominantním půdním typem na lokalitách zaniklých rybníků je fluvizem, která na třech lokalitách zabírá přes 53 % celkové zaniklé plochy. Dále je významněji zastoupena kambizem (31,3 %) a luvizem (10,3 %). Na lokalitách zaniklých rybníků v současnosti z 65 % převažuje orná půda, dále jsou 15 %, ostatní způsoby využití jsou marginální.

Porovnáním průměrných velikostí vodních ploch nad 0,5 ha z I., II. a III. vojenského mapování se současností bylo zjištěno, že průměrná velikost objektu

v současnosti klesla na téměř 37 % průměru z I. v. m., avšak celková plocha dosahuje téměř 48 % hodnoty před vlnou rušení rybníků. V krajině se tedy nachází více menších vodních ploch, což zvyšuje její pestrost a tím má potenciál příznivého vlivu na její biotu.

Literatura

- [1] HURT, Rudolf. Dějiny rybníkářství na Moravě a ve Slezsku I. díl. Ostrava: Krajské nakladatelství Ostrava, 1960.
- [2] PAVELKOVÁ, Renata, FRAJER, Jindřich, NETOPIIL, Patrik a kolektiv. *Historické rybníky České republiky: srovnání současnosti se stavem v 2. polovině 19. století*. Praha: Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, 2014. ISBN 978-80-87402-32-0.
- [3] ANDRESKA, Jiří. *Lesk a sláva českého rybníkářství*. Praha: Nuga, 1997. ISBN 80-85903-06-7.
- [4] VRÁNA, Karel, BERAN, Jan. *Rybníky a účelové nádrže*. Vyd. 3. Praha: Česká technika - nakladatelství ČVUT, 2008. ISBN 978-80-01-04002-7.
- [5] HURT, Rudolf. Dějiny rybníkářství na Moravě a ve Slezsku II. díl. Ostrava: Krajské nakladatelství Ostrava, 1960.
- [6] *Zpráva o obhospodařování rybníků a rozvoji rybního hospodářství na území okresu Opava*. Odbor vodního a lesního hospodářství a zemědělství ONV v Opavě. 8. 6. 1979.
- [7] Informace poskytl Ing. Ladislav BITTNER, Státní zemědělský intervenční fond, Opava, 6. 5. 2016.
- [8] VÁCLAVÍKOVÁ, Lucie. *Vývoj rybníkářství na Moravě na příkladu vybrané rybníční soustavy*. Olomouc, 2011. Bakalářská práce. Univerzita Palackého v Olomouci.
- [9] KOLÁŘOVÁ, Eva. *Průvodce areálem Státního zámku Raduň*. Kroměříž: Národní památkový ústav, územní památková správa v Kroměříži, 2013. ISBN 978-80-87231-12-8.

Poděkování

Autoři článku děkují Národní agentuře pro zemědělský výzkum, která podpořila projekt NAZV KUS QJ1620395 „Obnova a výstavba rybníků v lesních porostech jako součást udržitelného hospodaření s vodními zdroji v ČR“, v rámci něhož byl vypracován i tento příspěvek.

**OSUDY RYBNÍČNÍCH SOUSTAV V POVODÍ DOLNÍ
BEROUNKY A BLŠANKY ZA KATASTROFÁLNÍ POVODNĚ V
KVĚTNU 1872**
THE FISHPOND SYSTEMS IN THE LOWER BEROUNKA
RIVER CATCHMENT DURING A CATASTROPHIC 1872
FLASHFLOOD

**Libor ELLEDER^{1,✉}, Jolana Šírová³, J. Krejčí², Ladislav
Kašpárek⁴, Zvonimír Dragoun²**

¹ČHMÚ Praha, Oddělení hydrologického výzkumu, Na Šabatce 17, 19306

²Aqualogic, Roklinka 224, 252 44 Psáry-Dolní Jirčany

³ČHMÚ Praha, Oddělení hydrofondu, Na Šabatce 17, 19306 Praha 4

⁴VÚV T.G.M., Oddělení hydrologie, Podbabská 2582/30, 160 00 Praha 6

✉elleder@chmi.cz

Abstract

The contribution presents a catastrophic flash flood at the Berounka and Blšanka River catchments in May 1872. In particular, the damages in fishpond systems are highlighted. Current presentation comes after the 2015 conference contribution focused on big 1714 flash flood. In a way, both events were quite similar. The paper shows how the fishponds influenced the catastrophic course of the flood events below the destroyed dams. A special attention is paid to abruption of the large fishpond Mladotický with total volume of 3-4 mil m³ and its impact.

Keywords: 1714, flash-flood, reconstruction, hydrological model

1 UVOD

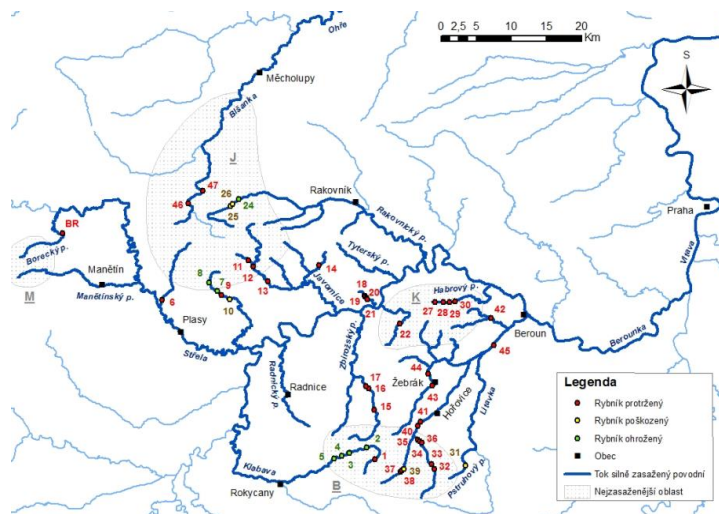
Těžko budeme na našem území, alespoň v posledních třech stoletích, hledat výraznější povodňové události než povodeň v r. 1714 ve Žďárských vrších a v r. 1872 v povodí dolní Berounky a Blšanky. Obě události mají mnoho společného: intenzivní srážky bouřkového charakteru, dynamický průběh a rozsáhlé škody. Počet obětí na životech se počítal ve stovkách v obou případech, v obou případech sehrály význačnou roli rybníční systémy. Tu starší událost připomněl již příspěvek v prvním ročníku konference, je tedy docela logické navázat povodní 1872. S touto povodní je ale spojeno poměrně dost odborných publikací, je tedy takový příspěvek potřebný?

Domníváme se, že ano, zatím totiž o příčinách hydrometeorologické události mnoho nevíme. Pokud jde o rybníky a vodní nádrže, všeobecně se neví, že právě v r. 1872 došlo k nejmohutnější havárii jednotlivé nádrže a také počet protřazených rybníků byl velmi vysoký. Jakou roli rybníky v r. 1872 sehrály?

2 RYBNÍKY ZA POVODNĚ

2.1 Zasažená oblast

Nejvíc zasažená oblast byla ohraničená hřebenem Brd na jihovýchodě, linií Příbram, Rokycany a Plzeň z jihu. Západní hranici můžeme uzavřít přibližně linií Plzeň, Touškov a Toužim (Obr. 1). Na severu hranici tvořila linie Žlutice, Podbořany, Rakovník, Beroun. Lze vymezit tři oblasti, které byly klíčové pro další vývoj. První oblast je mezi hřebenem Brd (nad Zaječovem a Hořovicemi) a vrcholem Radče, kde je rozvodí Klabavy, Radnického, Zbirožského potoka a Litavky. Druhá oblast je mezi vrcholy Velíze a Krušnou horou, kde je rozvodí Úpořského, Habrového, Dibeřského a Stroupínského potoka. Poslední, třetí oblast leží na rozvodí Střely, Blšanky a Rakovnického potoka. Ukazuje se ale i čtvrté ohnisko na horní Střele, a sice na jejich přítocích Boreckém a Manětínském potoce (Obr. 1).



Obr. 1. Oblast zasažená přívalovou povodní a identifikované rybníky, které sehrály důležitou roli při povodni (viz tab.1)

Ve všech těchto oblastech se vyskytovaly konvektivní bouře, intenzivní srážky a docházelo zde i k haváriím na rybníčních soustavách. Rekonstrukci této události se naposledy věnoval po meteorologické stránce příspěvek [6], větší pozornost byla věnována také odhadům kulminačních průtoků na Berounce, Litavce [4], Střele a Blšance a Berounce [5]. Úvahy o vlivu protržení velkého Mladotického rybníka na průběh povodně se objevily již ve studii věnované rekonstrukci průběhu povodně 1872 a jejího hydrogramu v Praze [1] a pokračovaly podrobněji ve studii věnované škodám na vodních mlýnech [2].

Tab. 1 Přehled protržených a ohrožených rybníků 25.5.1872

(povodí) tok	(značka viz obr.1) rybník: popis
(K) Tisý p.	(A) Tisý r. (není v mapě).
(K) Holoubkovský p.	(1) Cheznovický r.: protržen. (2 a 3) Stěpánovský r. a Podmýtský r.: voda šla přes hráz. (4) Hamerský r.: zanesen šterkem. (5) Holoubkovský r. vydržel.
(S) Borecký p.	(Br) Brložec, Horní Hrádecký, dolní Hrádecký: (patrně se protrhly), Borek: protržen.
(S), Mladotický p.	(6) Mladotický r.: postupně se naplnil a protrhl se.
(S), Kralovický p.	(7) Týnický r.: ohrožen ale vydržel. (8) Olšanský r.: ohrožen ale vydržel. (9) Táborec: protrhl se. (10) Podemětský r.: poškozena hráz, ale vydržel.
(J), Křížový p.	(11) Albrechtovský r.: strženy.
(J) Javornice	(12 a 13) Mlýnský- Jiříkův r., Vožehák: strženy.
(J) Čistecský p.	(14) Čistá, městské rybníky: strženy.
Zbizožský p.	(15,16,17) Čápský r., Huťský r., Lepenkárenský r.: strženy.
Karáskův p.	(18-21) Obecní r. Hřebečnický a další: strženy.
Úpořský potok	(22a, b) Bušohradský r., Mlýnský r.: strženy.
Rakovnický p.	(24) Jesenický r. :vydržel (v obr.1 záměna s 26) (25, 26) Horní Fikač, Dolní Fikač: narušena hráz.
Karlovský p.	(27) Lihovarský r.: protržen.
Habrový p.	(28, 29, 30) Horní r., Prostřední r., Monsranský r.: strženy.
(L) Pstružný p.	(31) Velický r.: poškozen.
(L) Červený p.	(32, 33, 34): Velký valdecký r., Malý valdecký r. a Podskalský r.: strženy.
(L) Červený p	(35, 36) Dráteník: strženy, Červený r.: přelit.
(L) Jalový p.	(37, 38, 39) Rokyta, Heřman: oba strženy, Panenský r.: přelit.
(L) Červený p.	(40, 41) Osecký r., Žákův r.: strženy
(L) Stroupinský p.	(43, 44) Žebrák-Městský r. a Točnick-Mlýnský r.: strženy.
(L) Litávka	(45) Mirák: protržen.
(L) Diběšský p.	(42) Mlýnský v Dibří: strženy.
(B) Podvinecký p.	(46a, b, c) Pastuchovický r., Velečinský r., Blatenský r., (47) Stebenský: všechny protrženy.

Vysvětlivka: (K) Klabava, (S) Střela, (J) Javornice, (L) Litavka, (B) Blšanka

2.2 Průběh povodně

Krátce po poledni v sobotu 25. května 1872, začalo být v oblasti Brd, dolní Berounky a na Rakovnicku zřejmé, že se blíží bouře. Vše začalo kolem 14. h., celé odpoledne a i večer se opakovaly intenzivní bouře v popsané oblasti. Bohužel v jejím jádru nebyla v té době žádná regulérní srážkoměrná stanice. Srážkové úhrny byly zaznamenány jen v Mladoticích a Měcholupech. Intenzita deště 237 mm/1,5 h v Mladoticích a i celkový úhrn 289 mm/ 11-14 h [6] jsou v našich podmínkách hodnoty vymykající se téměř všemu, co je dodnes změřeno. Popisy bouře v řadě jiných míst naznačovaly, že ani tyto dva údaje nemusely být 25.5.1872 výjimkou. Reakcí musela být proto katastrofální přívalová povodeň.

Pokud budeme postupovat hydrologicky, musíme uvést, že povodeň je doložena již na **dolní Mži**, ale celkový příspěvek Berounky z povodí nad Plzní překročil sotva $300 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

Prvním přítokem Berounky spadajícím do popsané oblasti je **povodí Klabavy**. I tady byla situace poněkud příznivější. Přesto na horním toku došlo k protřžení Tisého r. (A). Nejzatíženější bylo ovšem povodí Holoubkovského potoka. Právě z Holoubkova přišly do Prahy první telegramy o protřžení hráze nějakého rybníka (16:15 h a 16:35 h). Poději se ukázalo, že se protřhl jen menší rybník v Cheznovicích (1). Prázdný Štěpánovský rybník (2) pod ním povodeň částečně zachytil. Plnil se 5 h a pak se voda přelévala přes hráz podobně jako u Mýtského r. (3). Poškozena byla hráz rybníka v Holoubkově (4) a výpustný objekt Hamerského rybníka (5). Povodeň Klabavy prošla s velkými škodami Rokycany (16. až 19. h.).

V **povodí Střely** se již nad Žluticemi potrhly hráze rybníků na Boreckém potoce (Br), ale přesný čas není znám (snad cca 15 až 18 h). Velké škody postihly proto už celý úsek Střely od Žlutic po Mladotice. Odhad průtoku nad Mladotickým p. byl odhadnut podle povodňové značky: $Q_{\max}=437 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ [5] což odpovídá úrovni Q_{100} .

Vyvrcholením událostí na Střele byl příspěvek Mladotického potoka. Několik kilometrů nad soutokem se Střelou býval do květnové povodně tzv. Mladotický rybník (6), (Obr. 2, 3). Rybník nebyl před povodní plný, ale po jeho naplnění rozvodněným Mladotickým p. došlo v 21 h k protřžení 14 m vysoké hráze (Obr. 3). Při předpokládané ploše rybníka cca $0,9 \text{ km}^2$ a průměrné hloubce kolem 7 m mohl rybník zadržovat 3 až 4 mil. m^3 .

Nepřekvapí tedy, že v úseku Střely pod soutokem s Mladotickým potokem jsou soustředěny nejtragičtější události v Plasech, Nebřežinách až k soutoku s Beroučkou. Situaci ještě zhoršil poslední přítok Střely, Kralovický potok, kde

se protrhl rybník Táborec (9). I zde situace vypadala nebezpečně i pro další rybníky kolem Kralovic: Olšanský r. (7), Týnický r. (8) a Podemětský r. (10).



Obr. 2. Situace soutoku Střely s Mladotickým potokem 25.5. 1875. Zakreslen je Mladotický rybník a postižený úsek mezi Plasy a Nebřezinami.



Obr. 3. Eduard Herold: Protržená hráz Mladotického rybníka

Podle popisu povodně v Liblíně, který vystihuje **situaci na Berounce** pod Střelou, byla první vlna vzestupů (ještě z Klabavy a Mže) po 17. h slabší. Katastrofální byla až druhá vlna z 23. h, zesílená právě rybníkem v Mladoticích. Hydraulickým odhadem průtoku Berounky v Liblíně byl získán průtok (pro druhou vlnu) $Q_{\max}=1290 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ [5], jde znovu o Q_{100} .

V povodí Javornice přišla první bouře brzy odpoledne (15 h až 16:45 h), bezprostředně poté došlo k povodni. U Kožlan se protrhl Albrechtovský r. a Mlýnský r. (11) a zejména r. Vožehák (12) a proto většina mlýnů na Javornici byla zničena. Podobná zkáza byla zaznamenána na **Čisteckém potoce**, ačkoliv se zde protrhly jen menší rybníky (14).

Okolo Zbiroha přešlo nejsilněji mezi 13 h-15 h, nápor vody **Zbirožského p.** vydržely Kařezské r. (15), protrhl se ale Čápský r. (16) nad Zbirohem. Pak následoval dominový efekt: protrhla se hráz Huťského r. a pod ní hráz Lepenkárenského r. (18). Na soutoku s Koželužkou vznikla ucpáním propustků silničního náspu příležitostná nádrž. Její průtrž přispěla k devastaci dolního toku a vzniku kaskády jezírek a malých vodopádů (dnešní Skryjská jezírka).

Celé soustava malých rybníčků se po lijáku (14 h) protrhla na **Karáskovském potoce** u Hřebečnicků (18-21). Kritičtější byla situace na pravostranném přítoku Berounky, na Úpořském p., kde po extrémní průtrži mračen došlo k protržení rybníků Bušohradského a Mlýnského (22a, b) a povodeň bezprostředně pod nimi způsobily zničení všech vodních mlýnů.

Situaci v **povodí Rakovnického p.** zdramatizovaly poškozené rybníky pod Jesenicí: Jesenický (24) a zejména Horní (25) a Dolní Fikač, (26) jejichž hráze se protrhly jen po jedné straně, ale i tak ovlivnily katastrofální průběh povodně pod Oráčovem, v Senomatech a v Rakovniku.

Odhad průtoku Berounky pod Rakovnickým p. odpovídá $Q_k=1780 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ [5]. V tomto úseku Berounky jde naopak o první povodňovou vlnu, která byla na rozdíl od Liblína významnější, než druhá vlna „mladotická“.

Po silných průtržích se rozvodnil mezi 13:30 a 15 h Habrový potok, na němž (mezi 15. a 17 h.) protrhly hráze všech tří Novojáchymovských r. (27, 28, 29), přestože bylo vyvinuto velké úsilí, aby k tomu nedošlo.

V povodí Litavky byly rozhodující Červený, Stroupínský a Pstružný potok. V horní části povodí Červeného p. a Jalového p. se po prudkém přívalu mezi (mezi 13. a 15. h.) protrhly hráze rybníků. Na Jalovém potoce nad Zaječovem se jednalo o hráze rybníků Heřman (37) a Rokyta (38), hráz Panenského rybníka (39) byla jen přetékána vodou. Na Červeném potoce se strhly Velký valdecký r. (32) a Malý valdecký r. (33). Opět vznikl dominový efekt: stržena byla hráz Podskalského rybníka (34) a Dráteníka (35). U Červeného rybníka (36) voda vyrazila stavidla a přelávala se přes hráz, která přesto vydržela. V Oseku se

možná protrhl Osecký rybník (41) ale určitě Žákův rybník (42), a to s těžkými dopady pro obec Osek.

V povodí Stroupínského p. byly pozorovány bouřkové mraky po poledni a v poměrně krátké době začala bouře. Následovalo rozvodnění Stroupínského p., návalem vody (15:30 h) se v Žebráku strhl Městský r. (43). V Točniku, o něco níže po toku, byl stržen Mlýnský rybník (44). Stroupínský p. byl dále posílen zleva z kriticky postižené oblasti kolem Broum. Výsledkem spojeného náporu z obou povodí, který byl navíc zhoršen jmenovanými rybníky, stoupla hladina v průběhu několika minut o 2 m. Překvapivost situace dávala jen malou šanci k záchraně životů. V obci Hředle zahynulo v té souvislosti (kolem 16 h) 29 místních obyvatel, 12 osob strávilo noc na místní hrušce „zachránkyni“.

Ve stejnou dobu byla zasažena třetí, nejjihnější část povodí, kterou odvodňuje Pstružný potok. Místní Mlýnský rybník (31) v obci Velcí odolal ale náporu vody. Nad soutokem s Dibeřským p. se protrhl na Litavce až kolem 20. h večer knížecí rybník Mirák (45), takže ničivé účinky povodně pro Popovice byly strašlivé. Posledním rybníkem v této části povodí byl Mlýnský r. na Dibeřském p. (42), který umocnil obraz zkázy kolem Králova Dvora. Celkově byl Kašpárkem (1984) odhadnut průtok Litávkou v Králově Dvoře na $1000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, což je trojnásobek aktuálně platné hodnoty $Q_{100}=327 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ a v Berouně na $3000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, což je téměř dvojnásobek $Q_{100}=1560 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.



Obr. 4. Situace pod protrženými rybníky ve Stebně, z parní pily zbyla jen odolnější část postovaná souběžně s proudem (Hugo Ullik)

Povodí Teplé, zejména v oblasti dnešní nádrže Březová, bylo zasaženo silnou, ale patrně nikoliv katastrofální povodní (od r. 1821 údajně nejhorší).

Poslední zdrojovou oblastí, **byla horní Blšanka** se soustavou velkých rybníků na Podvineckém p. Extrémní srážky (ve vzdálenějších Měcholupech 289 mm [6]) vedly k přívalové povodni a protržení hráze předtím prázdného Pastuchovického r. (46a) v 17. h a Velečinského r. (46b) v 18. h. Hráz v Blatenského r. (46c) se přelávala asi 2 ½ m vysoko. Podemletá hráz se nakonec protrhla až ve 23. h. Blatenský r. odsunul kulminaci Blšanky až na noc, ale škody byly proto o to větší. Pod ním ležící Stebenský r. (47) byl již prázdný, tedy zřejmě také protržený (nebo vypuštěný?). Ve Stebnu, na horním toku Blšanky, zničil nápor vody zcela novou parní pilu, ze stavby zůstala jen jedna stěna, jejíž směr byl souhlasný se směrem proudu (Obr. 4). Na místě je dnes památník katastrofy.

3 POUŽITÍ HYDROLOGICKÉHO MODELU

Abychom mohli alespoň přibližně odpovědět na otázku, jak by vypadala situace bez rybníků, užili jsme znovu [3] modelovací systém Aqualog, který se rutinně užívá na centrálním předpovědním pracovišti ČHMÚ (CPP) i pobožce ČHMÚ v Plzni, která zajišťuje předpovědi mimo jiné i pro povodí Střely. Použili jsme počáteční podmínky z konce května 2013, které byly odvozeny pro resimulace povodně 2013 [7]. Průměrný deficit spodní zóny modelu SAC-SMA [8] byl 110 mm. Ukazuje se, že pod soutokem se Střelou v Plasech lze reálně dosáhnout průtoku cca 550 m³.s⁻¹ při denní srážce asi 120 mm rovnoměrně rozložené na celé povodí. Příspěvek Mladotického r. jsme zatím nerozřešili, šlo ale jistě o stovky m³.s⁻¹ v době kulminace. Toto téma zůstává námětem naší další práce.

4 DISKUSE

Je stále obtížné posoudit, kdy a v kterém místě máme před sebou zvláštní povodeň (ucpání průtočného profilu nebo protržení nádrže) a kdy „obyčejnou“ povodeň z přívalových dešťů. Pro budoucí simulace s pomocí hydrologického modelu, s cílem odhadnout, jak by vypadala celá událost bez vlivu rybníků, je nutné dobře identifikovat místa, pod protrženými rybníky. Nová vysvětlení prudkých vzestupů publikovaných ve studii [1] poskytly další informace shromážděné pro studii věnované vodním mlýnům a rybníkům [2]. Výrazné vzestupy hladin zaznamenané v 15 h na Javornici (Čistá) nebo v 15:30 h na Stroupínském p. v Žebráku a Hředlích (2 m za několik min.) můžeme dnes dát

do jisté míry do souvislosti právě s dynamickými jevy bezprostředně pod protřazenými rybníky. Totéž platí pro prudký vzestup Červeného p. v Praskolesích (3 až 4 m/h), Litavky v Berouně (2 m/ 3 min.), Rakovnického p. v Rakovnici (2 až 4 m v krátké době) a v Křivoklátě (0,9 m/ 5 min.). Přitom v Rakovniku byla pozorována zjevně i translační vlna. Na druhou stranu výrazné vzestupy Litávky (Jince) či Klabavy (Rokycany o 2,7 m) nastaly, přestože příslušné rybníky vydržely. Dříve téměř neznámé skutečnosti o havárii Mladotického r. mohou částečně vysvětlit nejen prudký vzestup hladiny Střely (2 až 3 m) v Plasech ale i druhou, podružnou povodňovou vlnu zaznamenanou dopisovateli novin ve Všenorech, Dobřichovicích a zřejmě i Praze [1]. Také katastrofální situace ve Stebnu byla ovlivněna dynamickými jevy pod protřazeným Blatenským rybníkem.

5 ZÁVĚR

Povodeň 25.5 1872, by měla zcela jistě katastrofální průběh, i kdyby v povodí Berounky nebyl jediný rybník. Rybníky ovlivnily průběh povodně zejména v blízkosti pod protřazenými hrázemi velmi podstatně. Nešlo jen o vliv protřazení obrovského Mladotického rybníka, rybníka Blatno a Čápského. Všude tam, kde byla zaznamenána enormní rychlost stoupání, translační vlny anebo skoro absurdní výška vody a míra devastace, byl v blízkosti obvykle nějaký protřazený rybník nebo příležitostná nádrž, kde se koncentroval větší objem vody. Jsou to místa známá z dobových zpravodajství jako Nebřežiny, Senomaty, Nová huť, Komárov, Vystřkov, Kotopeky, Praskolesy, Hředle, Popovice, Dibří, Zahofany, Stebno a Měcholupy.

Literatura

- [1] ELLEDER, L., KULASOVÁ, B., DAÑHELKA, J.: Přivalová povodeň 25. a 26. května 1872 a možnost protipovodňové ochrany In Daňhelka, J. a Elleder, L. *Vybrané kapitoly z historie povodní a hydrologické služby v ČR*, ČHMÚ Praha 2012, s. 100-118.
- [2] ELLEDER, L.; ŠÍROVÁ, J.; DRAGOUN, Z. 2014. Dokumentace mlýnů a jiných venkovských hospodářských objektů poškozených katastrofální povodní v květnu 1872 (Documentation of mills and other rural farm buildings damaged by catastrophic floods in May 1872) In: *Vesnické technické stavby 2013*, sborník referátů ze semináře, Regionální museum Vysoké Mýto, s. 119-169, ISBN: 978-80-904401-5-9.
(dostupné http://muzeum-myto.cz/box-stahovani/file_1415698269.pdf)

- [3] ELLEDER, L., KREJČÍ, J., ŠÍROVÁ, J. 2015: Rybníky na horní Sázavě za povodně v r. 1714 (The fishponds on upper Sázava River during the 1714 flood), In: *Rybníky - naše dědictví i bohatství pro budoucnost*, sborník příspěvků odborné konference 18.-19. června 2015 na SF ČVUT Praha, s 27-35, ISBN 978-80-01-05465-0
- [4] KAŠPÁREK, L.: *O povodních z let 1872 a 1981 na Litavce a jejich významu pro odhad N-letých průtoků*. Praha: ČHMÚ, Práce a studie – Věda a výzkum v praxi, sešit 7. Praha 1984, 56 s.
- [5] KŘIVKOVÁ, J.: *Povodeň 1872 v povodí Berounky a Blšanky. Analýza a rekonstrukce*. VÚV T.G.M. Praha 2001. 44 s.
- [6] MÜLLER, M., KAKOS, V.: Extrémní konvekční bouře v Čechách 25. –26. května 1872 In: *Meteorologické zprávy*, 57, 2004. č. 3, 69–77.
- [7] MŽP (2014), Předpovědní povodňová služba ve Vyhodnocení povodní v červnu 2013. MŽP, ČHMÚ 2014
- [8] Burnash, R. J. C., The NWS River Forecasting System - catchment modeling, In: *Computer models of watershed hydrology*, Water Resources Publications, 1995, s. 311-366.

HRÁZE HISTORICKÝCH RYBNÍKŮ

DAMS OF HISTORICAL FISHPONDS

Václav DAVID^{1,✉}, Stanislav Žatecký²

¹České vysoké učení technické v Praze, Fakulta stavební, Katedra hydromeliorací a krajinného inženýrství, Thákurova 7, 166 29, Praha 6 - Dejvice

²Vodní díla – TBD, a.s., Studená 909/2, 638 00 Brno-Lesná

✉ vaclav.david@fsv.cvut.cz

Abstract

Fish ponds and aquaculture should be considered as a part of cultural heritage in the Czech Republic. Fish farming has a long tradition and ponds are an integral part of it. Dams of fishponds are very old structures in many cases which can lead to the technical problems. The maintenance of these building structures is very important and should respect both the technical issues and the aspects of heritage protection. This paper presents some of problems related to technical state of historical pond dams and the demands related to the heritage protection. It is obvious that the demands related to technical issues can be often contrary to those related to heritage protection interests. However, it is necessary to consider both of them and comply with them as much as possible.

Keywords: fishpond, dam, cultural landscape, safety

1 ÚVOD

Rybníky jsou neodmyslitelnou součástí kulturní krajiny na značném území České republiky. Na vytváření krajinného rázu se podílely po staletí již od středověku, kdy byly v hojném počtu zakládány především jako zdroj ryb. V naší krajině tvoří jak jednotlivé rybníky, tak i celé rybníční soustavy, významné prvky, které determinují její charakter. Historicky byly rybníky zakládány v krajinách různého typu od nížinných poloh pod vrchoviny a podhorská pásma. Zakládání a existenci rybníků lze doložit již ve 12. století, v širší míře však byly rybníky zakládány od století 14., přičemž za zlatý věk rybníkářství lze považovat zejména období druhé poloviny století 15. a století 16. [1]. Od období konjunktury rybníkářství značné množství rybníků zaniklo, a to z mnoha důvodů. Za ty nejdůležitější lze jmenovat válečná období, kdy byly rybníky plněny za účelem získání potravy pro procházející vojska nebo vypouštěny k získání větší rozlohy pastvin pro potřeby zajištění dostatku vlny na oděvy [2],

tlak na získání většího množství zemědělské půdy související s Josefinskými reformami, ekonomické vlivy plynoucí z nižší výnosnosti rybničního hospodaření či rozmach pěstování cukrové řepy [3] [4]. Vývoj množství rybníků na území České republiky tedy byl poměrně dynamický a procházel různými fázemi. V současnosti se na našem území nachází více než 7.5 tisíce vodních ploch s rozlohou nad 0.5 ha, které existovaly již za období 2. vojenského mapování [5], přičemž většina těchto rybníků je mnohem starší. Posouzení počtů rybníků na našem území v měřítku celé republiky ve starších obdobích je však velmi komplikované s ohledem na přesnost a podrobnost starších mapových podkladů.

Historické rybníky jsou stavbami, které jsou dokladem zručnosti a dovednosti našich předků, kteří dokázali vybudovat rozsáhlá vodní díla se zlomkem technického vybavení ve srovnání se současností. Hráze těchto rybníků jsou technickými prvky, které jsou mimo samotnou vodní plochu jejich nejviditelnější součástí a významnou měrou se podílí na působení těchto staveb v krajině. Mimo to plní rybníky, a to nejen ty historické, v naší krajině řadu dalších důležitých funkcí. Z těch nejdůležitějších lze jmenovat funkci retenční, ekologickou či rekreační. Zejména retence vody v krajině je v poslední době velmi diskutovaným tématem. Výhoda rybníků respektive malých vodních nádrží obecně spočívá oproti velkým vodním nádržím zejména ve skutečnosti, že se jedná zpravidla o menší vodní plochy rozptýlené v krajině větší či menší měrou. Voda v těchto nádržích zachycená je tak více rozprostřena v ploše a není koncentrována na jednom místě jako v případě velkých vodních děl. Díky tomu mohou malé vodní nádrže zejména pozitivně ovlivňovat mikroklima na více místech. Na druhou stranu ovšem nelze opominout skutečnost, že právě rozptýlení malých vodních nádrží značně omezuje možnosti efektivního hospodaření s vodou v nich zachycenou.

Plnění všech zmíněných funkcí rybníků a obecněji malých vodních nádrží je závislé na dobrém technickém stavu těchto staveb. Vzhledem k tomu, že se jedná o díla velmi stará, mohou se u nich vyskytnout závažné technické poruchy, které mohou v konečném důsledku vyústit až v havárie se všemi jejich možnými dopady. Nejdůležitějšími prvky jsou v tomto ohledu tělesa hrází. Zajištění jejich stability je nezbytným předpokladem k zachování těchto děl do budoucnosti. Krom technického stavu je však v mnoha případech historických rybníků nutno brát ohled i na estetické a krajinnotvorné působení jejich hrází, přičemž jedním z nejdůležitějších požadavků s ohledem na památkovou péči je zachování jejich historického rázu.

Tento článek se zabývá popisem technických požadavků na tělesa hrází historických rybníků a esteticko-krajinnotvorných aspektů, které je nutno brát v potaz při zajišťování jejich technické funkce. Tento popis slouží jako

východisko řešení výzkumného projektu DG16P02M036 „Údržba, opravy a monitoring hrází historických rybníků jako našeho kulturního dědictví“ financovaného Ministerstvem kultury České republiky v rámci programu NAKI II.

2 POŽADAVKY NA HRÁZE HISTORICKÝCH RYBNÍKŮ

Jak již bylo uvedeno, základním požadavkem je dobrý technický stav hrází historických rybníků. K němu pak v řadě případů přistupují požadavky estetické a krajinnotvorné vyplývající z potřeb památkové péče o tato historická díla.

2.1 Technické požadavky

Technické požadavky na hráze historických rybníků jsou totožné s požadavky na hráze ostatních vodních děl. Na tomto místě je nutné zdůraznit, že nejstarší rybníky byly budovány téměř výhradně s hrázemi zemními sypanými a i v dalších obdobích byla zemní tělesa zcela převažujícím typem konstrukce, což platí i pro současnost. S ohledem na technické požadavky na hráze se tedy jedná především o geotechnickou stabilitu a filtrační stabilitu. Z hlediska geotechnické stability je nutno brát v potaz skutečnost, že se jedná o zemní tělesa, která existují již velmi dlouhou dobu a jejich stabilitu tak lze považovat za prověřenou. V případě, že v tělese nedojde k nějakým změnám, není zpravidla nutné považovat geotechnickou stabilitu za sníženou. Na druhou stranu existuje řada možností, jak může ke změnám a poruchám dojít. Předně může dojít k narušení tělesa hráze vnitřnímu a vnějšímu. Příčinou vnějších poruch těles hrází jsou nejčastěji vývraty stromů a eroze svahů, zdrojem poruch však mohou být i nevhodně provedené úpravy. Naproti tomu vnitřní poruchy nejčastěji vyplývají z vnitřní eroze zemních těles, která souvisí s poruchami filtrační stability. Specifickým zdrojem poruch pak je činnost bobrů, kteří v tělesech hloubí své nory.

2.2 Estetické a krajinnotvorné požadavky

Estetické a krajinnotvorné požadavky jsou hůře definovatelné než ty technické. Při jejich formulování je třeba vycházet ze skutečnosti, že hráze historických rybníků mnohdy tvoří krajinnou dominantu a jsou významným prvkem kulturní krajiny. V tomto ohledu je tedy důležité zachování původního rázu hráze. Je zřejmé, že mnohdy není možné dát hrázi ráz odpovídající době jejího vzniku, a to zejména proto, že leckdy není doložitelný. Na druhou stranu by takovýto požadavek byl i neadekvátní, jelikož od doby založení posuzované nádrže mohlo v krajině dojít k velmi významným změnám.

Obecně je možné z hlediska estetických a krajinných požadavků konstatovat, že hráze historických rybníků by měly být co nejlépe začleněny do krajiny. Způsob, jakým toho je možné dosáhnout, do značné míry závisí na charakteru okolní krajiny, vždy však hraje důležitou roli vegetační porost na tělesech hrází a způsob jejich úpravy. Ze strany orgánů památkové péče nejčastěji zaznívají požadavky na to, aby se na hrázích historických rybníků nenacházely jiné než nezbytně nutné moderní prvky a aby byly hráze v takovém stavu, který reflektuje jejich historický původ a současně působí kladně na návštěvníky. To souvisí jak s konstrukčním charakterem jednotlivých prvků hrází, tak s použitými materiály. Mnohdy je také kladen důraz na stromový porost na hrázích, což je však často v rozporu s bezpečnostními požadavky.

Specifickou skupinu tvoří rybníky, které jsou součástí území podléhajících památkové ochraně. Ty se často nachází například v zámeckých areálech nebo parcích. Za ostatní lze zmínit například Zámecký rybník v městské památkové zóně Blatná nebo Zámecký rybník obklopující zámek Červená Lhota.

3 NEJČASTĚJŠÍ PROBLÉMY HRÁZÍ HISTORICKÝCH RYBNÍKŮ

Problémy prezentované na tomto místě souvisí s nedodržováním či ignorací požadavků uvedených v předchozí kapitole. Jedná se jak o problémy technického charakteru, tak problémy estetického a krajinného rázu.

Nevhodný technický stav hrází historických rybníků může mít mnoho příčin, a to jak přirozeného charakteru, tak vyplývajících z lidské činnosti a provozu těchto rybníků. Převážná většina hrází rybníků je provedena jako zemní hráze, a to buď homogenní nebo s těsněním na návodní straně nebo v centrální části tělesa hráze. Dnes platná ČSN 75 2410 [6] umožňuje na základě znalosti o použité zemině a konstrukci hráze navrhnout sklony svahů a minimální šířku koruny hráze na základě tabulky uvedené v normě bez nutnosti provádět výpočty stability. Toto však platí pouze pro nově budované, nebo opravované hráze. Velké množství hrází vybudovaných v minulých stoletích nesplňuje současná kritéria, násypy jsou z dnešního pohledu poddimenzované a při dlouhodobém nebo mimořádném zatížení může dojít k jejich porušení. Mezi mimořádná zatížení hrází však nelze počítat pouze zatížení povodní a zvýšením hladiny, ale také například průjezd těžké techniky – zemědělské, lesnické i stavební - po hrázích, které na tato ztížení nebyly navrhovány. Také automobilová doprava na hrázích, které jsou součástí silniční sítě, je násobně těžší než dříve. Převážná většina hrází rybníků ve druhé polovině 20. století zarostla neudržovaným náletem nebo byla dokonce osázena při koruně stromy, převážně nejméně

vhodných druhů (např. topol). Takto narušené, mnohdy poměrně subtilní, násypy hrází jsou náchylné k porušení sesuvem při souběhu zatížení nebo po snížení hydraulické stability při vytvoření průsakových cest působením kořenového systému nevhodných porostů. Subtilnost hrází souvisí především s historickými technologiemi výstavby. Nejstarší hráze byly budovány jako homogenní se sklony svahů 1 : 1 [7], což je v porovnání s dnešními doporučovými parametry (minimálně 1:3 na návodním a 1:2 na vzdušním líci v případě homogenních hrází) značně subtilní konstrukce. Důsledkem často zanedbávané údržby hrází je také stále se zrychlující stárnutí hrází.

Za hlavní přirozenou příčinu nevhodného technického stavu, a to jak s ohledem na geotechnickou, tak s ohledem na filtrační stabilitu, lze považovat erozi těles hrází. Jedná se o erozi vnitřní i povrchovou, přičemž tento proces vedoucí ke vzniku poruch může být dlouhodobý i krátkodobý.

Z pohledu vnitřní eroze se zpravidla jedná o dlouhodobé působení vody proudící pórovitým prostředím tělesa hráze, přičemž problémy v tomto případě souvisí zejména se vznikem preferenčních průsakových drah, jejichž postupným zvětšováním je ohrožována jak filtrační stabilita, tak stabilita geotechnická. Příčinou může být v tomto případě jak dlouhodobé působení vody prosakující tělesem hráze, které není nikdy zcela nepropustné, tak vliv vegetace (především kořenové systémy) i živočichů (nory apod.).

S ohledem na povrchovou erozi těles hrází se jedná většinou o procesy s kratší dobou trvání. Příkladem může být eroze koruny hráze a jejího vzdušního líce při přelítí za povodně, rozhodně se ale nemusí jednat pouze o takovéto extrémní události. Eroze může souviset i s nevhodnou údržbou, poruchami opevnění a špatnou údržbou. Vlivem nevhodných porostů, zvláště na návodní straně, dochází k rozpadu kamenného tarasu nebo dlažby často narušené neodstraňovaným náletem a rozplavováním násypu hráze při vlnění nebo kolísání hladiny vody v nádrži. K erozi způsobeným poruchám dochází intenzivně při přelévání hráze při povodních. Vzhledem ke změnám odtokových poměrů v povodí, ke kterým došlo v průběhu druhé poloviny minulého století jednak změnami hospodaření na pozemcích v povodí a jednak zrychlením odtoku regulací vodních toků, dochází mimo jiné ke zvětšení kulminačních průtoků. Historické rybníky nebývají vybaveny bezpečnostními přelivy s dostačující kapacitou na zvládnutí takových průtoků a dochází k přelítí hrází. Nevyrovnaná koruna hráze nebo nevhodný porost na koruně, případně na vzdušném svahu, má pak za následek vytvoření erozních rýh. Zvláště na vzdušném svahu za kmeny stromů dochází působením turbulentního proudění k vytváření výmolů (viz Obr. 1). Při déle trvajícím přelévání dochází k progresivnímu vývoji výmolu směrem do tělesa hráze a následkem může být

až protržení hráze v tomto místě. K urychlení vývoje poruchy může dojít vývratem stromu s erozí uvolněným kořenovým systémem.



Obr. 1 Výmol za kmenem vytvořený vodou přetéající přes korunu hráze při povodni.



Obr. 2 Replika mostu z r. 1891.

Častým místem poruch bývá také oblast kontaktu zemního tělesa s konstrukcí bezpečnostního přelivu nebo spodní výpusti. Objekty u historických vodních děl byly často budovány z kamenných kvádrů, Vliv dlouhodobého zatížení jednak přímo vodou, jednak mrazem a v mnoha případech, kdy jsou

boční stěny součástí mostní konstrukce, i dopravou způsobuje porušení těsnosti kontaktu zdiva a zemního násypu. Projevem je výron vody ze spár zdiva, případně na patě hráze výron podél zdi. Při dlouhodobějším působení může dojít k vytvoření otevřené průsakové cesty, vývoji kaverny a následně propadu a porušení tělesa hráze. Při sanaci těchto poruch, zvláště u vodních děl, jejichž objekty jsou i památkově chráněnými stavbami, bývá složité sladit požadavky současných platných předpisů a požadavků památkové ochrany. U těchto nádrží je nutno prvotně při jejich opravách vycházet z posudku bezpečnosti vodního díla při povodni podle ČSN 75 2935 [8] a v případě, že není zabezpečení díla vyhovující, je nutné navrhnout opatření k zajištění požadované míry bezpečnosti. Ve většině případů je nutné stávající objekty zcela rozebrat a vybudovat jejich repliky (Obr. 2), buď za použití původních materiálů s doplněním konstrukcí o potřebné stabilizující prvky podle dnešních znalostí (betonové konstrukce, zavazovací žebra apod.), které však jsou většinou skryty v násypu hráze, nebo o zcela nové konstrukce s vizuální úpravou která odpovídá původní konstrukci. Současně je však nutné provést i doplnění vodního díla o prvky zajišťující jeho zabezpečení. Většinou se jedná o doplňkový přeliv, který buď doplňuje kapacitu původního přelivu, nebo slouží jako přeliv nouzový.

Požadavky památkové ochrany jsou z hlediska současných předpisů na provoz a bezpečnost vodních děl někdy prakticky nespílnitelné. Například původní uzávěry spodní výpusti – čapy na dřevěném potrubí (Obr. 3) - neumožňují splnit jeden ze základních požadavků na provoz vodního díla, kterým je zachování minimálního zůstatkového průtoku v korytě pod vodním dílem. Takovýto typ uzávěry, stejně jako dřevěná šikmá lopata, není manipulovatelný. Z toho důvodu je zpravidla nahrazován jiným typem výpusti, převážně požerákem. Při dílčích opravách výpusti, kdy je nově postavený požerák napojen na stávající dřevěné potrubí, je nutné zachovat zatopení potrubí pomocí hladiny vody vzduť v potrubní jámě (ventruba). V opačném případě dojde k poruše potrubí jeho uhnitím na kontaktu se vzduchem. Může také dojít k odtržení požeráku při jeho případném posunu např. vlivem ledu. Důsledkem těchto jevů je následný vývoj kaverny a porucha hráze.

Rybniční hráze, které jsou součástí zámeckých zahrad, případně jsou součástí parkových úprav a tvoří nedílnou součást takových úprav, je nutné posuzovat individuálně a s přihlédnutím k požadavkům zachování krajinného rázu. Velké množství těchto děl nemá vysoké hráze a porosty na těchto hrázech nejsou významnějším problémem, pokud jsou udržovány v dobrém zdravotním stavu, nejsou náchylné k vývrátům a neohrožují funkčnost objektů. Také výběr dřevin použitých na výsadbu na hráze rybníků v předchozích stoletích většinou upřednostňoval místní dřeviny.



Obr. 3 Dřevěné čapy na potrubí spodní výpusti.



Obr. 4 Řízené prokopávání hráze.

Velmi nešťastné je z dnešního pohledu osazování hrází rychle rostoucími dřevinami, např. hojně používaná pyramidální forma topolu černého v minulém století, které v současnosti vzhledem ke svému stáří jsou potenciálním rizikem pro bezpečnost hrází. Je to dáno jednak jejich poměrně rozsáhlým, ale mělkým, kořenovým systémem, náchylností k vývrátům a snadnému vyhnívání kořenového systému po uhynutí nebo pokácení stromu.

Při posuzování porostů a jejich případné náhradě při opravě hráze je nutné přihlídnout k hledisku bezpečnosti a z toho vyplývajícího konstrukčního zásahu

do tělesa hráze tak, aby bylo vyhověno současným normám a dalším technickým požadavkům. Hledisko bezpečnosti je v dnešní době podtrženo hlavně tím, že došlo ke změnám v území pod historickými vodními díly a jejich případná porucha by měla mnohem horší následky než v době jejich výstavby. Podmínky pro výsadbu stromů na koruny hrází, případně na vzdušní svah jsou podrobně popsány v metodických pokynech vydaných MŽP [9] a MZe [10]. Zjednodušeně lze požadavky shrnout do několika hlavních zásad. Předně musí být hráz staticky dostatečně stabilní, koruna hráze musí být široká minimálně 4 m pro výsadbu na vzdušní straně koruny a nesmí být blíže jak 6 m od objektů výpustí nebo přelivu. Stejně tak nesmí kořenový systém porušit drenáž, je-li na vzdušní patě hráze provedena a nesmí ztěžovat přehlednost hráze pro prohlídky a měření. Při prohlídkách hrází, které jsou u děl IV. kategorie předepsány minimálně jednou za 10 let a jsou svolávány vlastníkem (správcem díla) za účasti vodoprávního úřadu, by měl být posouzen aktuální stav hráze a objektů vodního díla a navržena případná opatření na zlepšení stavu, pokud je tento shledán jako nevyhovující. Vlastník (správce) díla si může vyžádat účast odborně způsobilé osoby s příslušnou autorizací, která doporučí opatření. V případě, kdy je zjištěno, že stav je havarijní a že jsou nutná okamžitá opatření, je nutné uvést dílo do neškodného stavu. To se zpravidla provádí snížením hladiny a v některých případech dokonce úplným vypuštěním. Pokud není možné vypuštění pomocí objektu spodní výpustí, přistupuje se v krajním případě k prokopání hráze až do doby opravy (Obr. 4).

Z pohledu památkové péče jsou nejčastějšími prohřešky nevhodné materiály a konstrukční postupy aplikované při rekonstrukcích a opravách hrází historických rybníků. Příkladem za všechny je odstranění kamenných tarasů poškozených vegetací a jejich nahrazení či převrstvení sypaným kamenivem. Důvodem je zpravidla finanční náročnost oprav vycházejících z technologických postupů aplikovaných při výstavbě rybníků v minulosti. Za velmi problematické z pohledu památkové péče je nutno považovat také zajištění stability hrází přísypem a zvětšením jejich příčného profilu.

4 ZÁVĚR

Údržba a opravy hrází historických rybníků jsou komplexním problémem, při jehož řešení vstupují do hry různé aspekty. V tomto příspěvku jsou nastíněny pouze dva – technické požadavky a památková ochrana. Dalším velmi důležitým aspektem jsou majetkoprávní vztahy, které práce na zajištění technického stavu těchto hrází dále komplikují. Rozbor této problematiky však přesahuje jeho rámec. V každém případě je zřejmá potřeba diskuse mezi zástupci technických oborů a zástupci památkové péče. Mimo to se nejedná pouze o sladění

technických řešení používaných při opravách a rekonstrukcích hrází historických rybníků, ale důležitou roli hraje i finanční zajištění těchto prací. Ty totiž připadají na vrub vlastníků těchto děl, kteří mají ze zřejmých důvodů tendenci přiklánět se k řešení méně finančně nákladným. K dispozici jsou samozřejmě i dotační programy a dá se předpokládat, že k dispozici budou i do budoucna, ovšem i v těchto případech hraje finanční nákladnost důležitou roli. Z výše uvedených důvodů je třeba o problému stavu hrází historických rybníků vést diskusi v co nejširším plénu a směřovat výzkumnou činnost na postupy, které by umožňovaly co nejšetnější přístup k rybníkům, které musíme považovat za součást našeho kulturního dědictví, a přitom byly finančně únosné.

Literatura

- [1] ANDRESKA, Jiří. *Rybářství a jeho tradice*. Praha: Státní zemědělské nakladatelství. 1987. 208 s.
- [2] DYK, Václav, PODUBSKÝ, Václav, ŠTĚDRONSKÝ Eduard. *Základy našeho rybářství*. Praha: Státní zemědělské nakladatelství. 1956. 521 s.
- [3] VOKOUN, Emanuel. *Obnova rybníků*. Praha: Brázda. 1948. 70 s.
- [4] VOKOUN, Emanuel. *Úprava rybníků*. Praha: Brázda. 1947. 37 s.
- [5] PAVELKOVÁ, Renata, FRAJER, Jindřich, NETOPIL, Patrik, ROZKOŠNÝ, Miloš, DAVID, Václav et al. *Historické rybníky České republiky: srovnání současnosti se stavem v 2. polovině 19. století*. Praha: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, 2014. 167 s. ISBN 978-80-87402-32-0.
- [6] ČSN 75 2410 *Malé vodní nádrže*. Praha: ÚNMZ. 2011. 48 s.
- [7] DUBRAVIUS, J. *O rybnících* (ed. SCHMIDTOVÁ, A.). Praha: Nakl. Československé akademie věd. 1953.
- [8] ČSN 75 2935 *Posuzování bezpečnosti vodních děl při povodních*. Praha: ÚNMZ. 2014. 16 s.
- [9] MP MŽP č. 11/1998 *Metodický pokyn odboru ochrany vod Ministerstva životního prostředí k vegetaci na nízkých sypaných hrázích*. 1998.
- [10] MP MZe č. 2/2003 *Metodický pokyn k ošetřování, údržbě a ochraně vegetace na sypaných hrázích malých vodních nádrží při jejich výstavbě, stavebních změnách, opravách a provozu*. 2003.

Poděkování

Tento příspěvek byl vytvořen na základě řešení výzkumného projektu NAKI II DG16P02M036 „Údržba, opravy a monitoring hrází historických rybníků jako našeho kulturního dědictví“.

MLADOTICKÝ RYBNÍK - HISTORIE A SOUČASNOST

MLADOTICKÝ POND – FROM HISTORY UP TO THE PRESENT

Bohumír JANSKÝ✉

*Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Katedra fyzické geografie a
geoekologie, Praha 2, Albertov 6
✉jansky.b@seznam.cz*

Abstract

Mladotický pond is located on Mladotický stream, which is the left bank tributary of the Strela River in western Bohemia. The pond was constructed in the 14th century from Cistercians. Extremely heavy rains in the whole southwestern Bohemia that fell in May 1872 were the most important element of the Mladotický pond burst. On 25th of May was measured a rainfall of 237 mm over 1 hour. The storm caused huge floods in the Strela and in the Berounka catchments. Even in Prague the Vltava River reached the flow of 3,300 m³/s which historically is the fifth largest flood in the period of observations.

Keywords: Mladotický pond, Strela river catchment, history of construction, pond burst, heavy rains in May 1872, pond restoration

1 HISTORIE ZALOŽENÍ MLADOTICKÉHO RYBNÍKA

Podle různých historických pramenů byl Mladotický rybník (*něm.* Mlatzer Teich) založen plaským klášteřem na Mladotickém potoce před jeho ústím do řeky Střely. Po jeho napuštění byla zatopena část tzv. dolní vsi. Původně zde bývaly Mladotice Horní, které plaští cisterciáci koupili roku 1205 od klášteřa kladubského, a Mladotice Dolní, které získali již v roce 1193 darem od Kuny z Potvorova. Kdy došlo ke stavbě rybníka však ani dnes přesně nevíme. Bylo to však zřejmě někdy ve 14. století, neboť roku 1405 se zde v souvislosti s pozemkovým příslušenstvím rychty mluví o některých dvorech, které byly již dříve rybníkem zatopeny.

Mnišské řády Benediktinů, Cisterciáků, Augustiniánů či Premonstrátů, které na popud panovníků nebo vladařů kolonizovaly naše území, uměly vybrat místa pro své kláštery a poté i budoucí rybníky. V jejich asketickém životě bez masitých pokrmů byly ryby stále důležitější součástí jejich výživy. Cisterciáci je

však mohli mít pouze v neděli. Zakládání rybníků bylo hospodářsky stále výhodnější a rozšiřovalo se na území Čech i mimo hlavní sídla mnišských řádů v Břevnově, Teplé, Ostrově, Želivě, Světlé, Zlaté Koruně nebo Vyšším Brodu. Podporu rybníkářství jako významné hospodářské činnosti vyjádřil ve svém Majestátu i Otec vlasti, císař Karel IV.:

Ut regnum nostrum Bohemiae piscinis et vaporibus abundaret...

“Aby Království Naše Čechy mělo hojnost ryb a výparů, velí se stavům i městům pilně zřizovati rybníky i pro hojnost ryb i proto, aby půda se co možná využítkovala. Hlavně aby se voda z bahnisek a močálů nashromážděná za účinků slunce a teplých větrů odpařovala a jako pára dešti působila na rostliny co nejvíc blahodárně... v době trvalých dešťů, tání sněhu, průtrží mračen zadržeti hrázemi velkou část vody a tak zabrániti povodním v dolejších polohách. Pod rybníky ať se zřizují mlýny, železné stoupy, papírny, jež výtok požene. Pro stálou vodu v takových rybnících o něco výše ať se zřizují nadýmače (rybník napájený podzemní vodou, pozn. autora).“ Pravděpodobně právě v této době, kdy byly na Třeboňsku založeny dva velké rybníky - Bošilecký (1355) a Dvořiště (1366), začali plaští Cisterciáci budovat rybník “Mláčský“.



Obr. 1 Mapa II. vojenského mapování z let 1845/46. Na mapě je Mladotický rybník ve své původní rozloze (kolem 92 ha), pouhých 26 let před protržením.

V průběhu staletí se rybník několikrát protrhl. Historicky doložen je průval v roce 1550, kdy přival vody smetl pod hrází ležící mlýn. Hráz však pravděpodobně nebyla zcela zničena, protože rybník byl i bez větší opravy

nadále dlouhodobě hospodářsky využíván. Není přesně známo, kdy potom k opravě hráze došlo. Mohlo to být v následujících letech, možná však i staletích. V průběhu přibližně pětiset let existence rybníka se však neměnila výška hráze ani rozloha zatopeného území. Uvážíme-li dobu založení rybníka a porovnáme-li ho s podobnými stavbami z jižních i východních Čech, lze konstatovat, že Mladotický rybník byl vynikajícím vodním dílem, které v západních Čechách nemělo obdoby. Podle údajů v technické zprávě projektu z počátku 50. let minulého století [12], kdy se uvažovalo o obnově rybníka, dosahovala výška hráze až 15 metrů při délce kolem 150 metrů. To je na rybník o rozloze kolem 92 ha poměrně málo. Podobně velké rybníky na Třeboňsku či Budějovicku mají hráze i pětinasobně delší. U Mladotického rybníka využili jeho stavitelé příznivé morfologie terénu a zúžení údolí potoka, kde z obou stran údolí byla hráz navázána na stabilní skalní práh. Návodní svah hráze byl zřejmě při opravě hráze vydlážděn. Splav rybníka (bezpečnostní přeliv) byl široký asi 35 m, jeho součástí byly boční kvádrové pilíře a stavidlo. Od přelivu voda odtékala do umělé vyhloubené strže, situované kolmo na splav, a z ní do řeky Střely. Bývalý Mladotický rybník zadržoval značné množství vody. Podle již zmíněné technické zprávy projektu byl jeho objem odhadován na minimálně 3 milióny metrů krychlových vody¹, což by odpovídalo střední hloubce 3,4 metru. Maximální hloubka rybníka nad hrází mohla dosahovat i 12 metrů, přičemž hloubky klesaly směrem k severní části do oblastí přítoku. Na okraji Mladotic byly pravděpodobně rozlehlé mělkovodní oblasti s hloubkami kolem 1 až 2 metrů.

Množství zadržované vody vždy představovalo určité nebezpečí pro níže ležící území v údolí řeky Střely. A i když po roce 1550 pravděpodobně nedošlo k žádnému dalšímu katastrofickému průvalu rybníka (alespoň nebyl v historických materiálech zaznamenán), hrozící riziko při náhlých přívalových deštích si jistě lidé uvědomovali. Dokládá to například krátký záznam v pamětní knize fary ve Strážišti z roku 1837: "*Dne 5ho září povstalo strašlivé povětří tak, že řeky se rozvodnily příliš, až z luk všechny votavy voda vodnesla. Mlácký rybník již přetrhnutím hrozil, kterýž mlácký obyvatelé zachránili.*" V zápisu se neuvádí, co konkrétně obyvatelé Mladotic učinili, aby zachránili rybník před protřžením. Určitě to také nebyl jediný případ, kdy byl rybník při podobných mimořádných deštích ohrožen ...

¹ Přesnější údaj o objemu rybníka bychom mohli dnes stanovit pomocí digitálního modelu reliéfu nebo radarového snímkování. K vysvětlení těchto a dalších otázek souvisejících s dobou založení rybníka, objemem sedimentů na jeho dně, chceme přispět v rámci nového projektu, který plánujeme na Přírodovědecké fakultě Univerzity Karlovy v Praze.

2 MLADOTICE A KATASTROFICKÁ POVODEŇ NA KONCI KVĚTNA 1872

Přírodní katastrofa značného rozsahu nastala až o 35 let později. Po intenzivních regionálních deštích se na konci května 1872 rozvodnily všechny zdejší vodní toky. Povodeň na Mladotickém potoce vrcholila 25. 5. a dosáhla takové velikosti, kterou severní Plzeňsko nikdy dříve ani později nezažilo.

2.1 Příčinná meteorologická situace

Mimořádně intenzivní přivalové deště a následné povodně postihly na konci května 1872 celé severozápadní Čechy. Tato událost bohužel patří do období, které hodnocení meteorologických událostí příliš nepřálo. Na území Čech existovalo tehdy asi 16 meteorologických stanic, avšak žádná z nich neležela v oblasti na sever od Plzně, která byla zasažena nejsilnější průtrží mračen. Nejbližší srážkoměrná stanice Plzeň zaznamenává dne

25. 5. 1872 dvě bouře, při nichž spadlo celkem 40 mm srážek. Měsíc květen měl největší úhrn srážek v roce 70 mm. Daleko vyšší úhrny však spadly na Kralovicku a Jesenicku, kde bohužel v té době žádná srážkoměrná stanice nebyla [4]. Údaje o objemu a intenzitě srážek tak máme pouze z obcí Žebnice a Měcholupy, kde byly naplněny otevřené nádoby dešťovými srážkami. Meteorologickým rozbořem situace z května 1872 se zabýval ve své diplomové a později i dizertační práci Müller [9], [10].

Pro upřesnění meteorologické situace je potřeba popsat její vývoj v širším evropském měřítku. Již 23. května se objevily srážky na jihozápadě Švýcarska. V následujících dvou dnech pak zasáhly celé Švýcarsko a pás území přes jihozápadní Německo až po jižní Polsko, přičemž byl zřejmý jejich posun od jihozápadu směrem k severovýchodu [9].

Odpoledne 25. května 1872 i následné noci se na území Čech vyskytly silné bouře doprovázené přivalovými dešti. Jádrem oblasti tvořilo území o ploše přibližně 3000 km² nad západními Čechami [2]. Jednalo se především o povodí Berounky, zejména jejích přítoků (Klabavy, Střely, Rakovnického potoka a Litavky). V tomto území leželo tedy i povodí Mladotického potoka. Vliv reliéfu na srážky byl pravděpodobně nepatrný, jelikož nejvyšších nadmořských výšek zde dosahují Brdy, které nedosahují nadmořské výšky 900 m n. m. Zajímavá je v této souvislosti skutečnost, že postižená oblast zasahuje svým severním okrajem do klimaticky nejsušší oblasti Čech.

Na našem území bylo 23. května zpočátku zataženo. Při zemi vál slabý vítr a místy drobně pršelo. Na většině stanic během dne tlak mírně stoupal, pomalu se vyjasňovalo a vítr ustával. Teploty dosahovaly nejdříve k 15 °C.

24. května na celém území tlak soustavně klesal, průměrně o 10 hPa za 24 hodin. Nejmarkantnější byl pokles mezi ranním a odpoledním pozorováním, vítr byl stále proměnlivý. Zesílil kolem poledne, stejně tak jako oblačnost, která byla maximální v tutéž dobu. Teploty byly oproti předchozímu dni podstatně vyšší, ve 14 hodin se vyšplhaly až k 24 °C. Od západu k nám však již po poledni pronikal chladný vzduch. Navečer způsobil přechod studené fronty nad naším územím zastavení poklesu tlaku vzduchu. Místy se vyskytovaly bouřky, které byly ovšem doprovázeny jen malými srážkami.

Ráno 25. května, stejně jako v předchozích dnech, se vyskytovala oblast vyššího tlaku vzduchu na jihovýchodě Evropy. Naopak v Čechách a Rakousku se nacházela oblast nižšího tlaku vzduchu. Velké rozdíly panovaly toto ráno téměř ve všem. Silný vítr, chladno a déšť na západě Rakouska, naopak mírný jižní vítr a nadnormální teploty v Horních a Dolních Rakousech. V Uhrách dosahovaly teploty ještě nenormálnějších hodnot, kdežto v Čechách převládalo severovýchodní proudění s teplotami mezi 10 a 15°C. Během dopoledne tlak v Čechách opět ztlačil, v průměru o 3,3 hPa. Minimum nastalo na všech stanicích kolem poledne. Absolutního minima dosáhl tlak vzduchu kolem 14. hodiny ve středních Čechách. V Praze byl naměřen tlak 1001,6 hPa. Koncentrické uspořádání pole tlaku vzduchu vybízí k domněnce, že zde během dopoledne vznikla prohlubující se tlaková níže. Co se týče teplot vzduchu, bylo v západních Čechách tohoto dne výrazně chladněji a více zataženo než v ostatních oblastech. To platí i pro oblast horní Berounky. Nejnižší teplota byla naměřena ve 14 hodin v Chebu (13,4 °C), v Praze bylo 23,6 °C a nejtepleji bylo pravděpodobně ve východních Čechách. Horizontální teplotní gradient tak musel dosahovat hodnoty kolem 10 °C na 150 km. Výskytu tlakové níže odpovídá i uspořádání proudění vzduchu. Zatímco v západních a severních Čechách vál při zemi silný vítr převážně od severovýchodu, tak ze Šumavy máme doložený čerstvý jihozápadní vítr [10].

2.2 Průběh bouře

Na zadní straně již zmíněné tlakové níže, kde při zemi vál severovýchodní vítr, se organizoval mohutný oblačný systém, který směřoval od Šumavy do nitra západních Čech. Vertikální stříh větru tedy dosahoval zřejmě až 180°. Oblačná vrstva byla tak mohutná, že mezi 14. a 17. hodinou pokryl toto území hluboký stín. Očití svědkové svorně uváděli, že bouřková oblaka měla velmi nízko položenou základnu. „*Mračna snesla se tak nízko, že se zdálo, jako by se dotýkala střech domů*“ (Farní kronika Žebnice). Tato masa se postupně pohybovala směrem na Kralovice a Beroun, přičemž vypadávalo množství srážek a docházelo k bouřkové činnosti s občasným krupobitím.

Bouře a povodně v západních Čechách byly doprovázeny celou řadou nebezpečných meteorologických jevů, spojených se silnou konvekcí, tedy vertikálním prouděním vzduchu. Jak uvádí Kořistka (1872), na území se vyskytovala tornáda: „*Na ploše dotyku obou proti sobě se táhnoucích proudění vznikly prudké vířivé větry (Wirbelwinde), jmenovitě v oblasti mezi Příbramí a Hořovicemi, kde vícero tornád (Windhosen) způsobilo zlé zpustošení; podobně tomu bylo na horním toku Blšanky*“. Kromě tornád bylo území silně postiženo také krupobitím.

Pro dokreslení tehdejší situace mají význam i dobová svědectví, zaznamenaná Karlem Kořistkou (1872, s. 5) [8]: „*Dle souhlasných zpráv mnoha očitých svědkův z postižených okresův byl vzduch dne 25. května dopoledne chladný, nebe pošmurné a nikdo neočekával bouřky. Odpoledne po 1 hodině přišla z jihozápadu přes Šumavu hrozivá, hluboko svíslá*

a stále houstnoucí mračna. Mocné pásmo mračen, tvarů ostře vyznačených, přicházelo od Stodu a táhlo nad Plzni a Zbirohem k Slanému, jiné pásmo šlo skoro souběžně s prvním od Nečtin nad Chýžemi k Lubenci a Kryvům. Od Labe, čarou od Mělníka k Litoměřicům, vál tou dobou čerstvý severovýchodní vítr, který pochod těžkých těch mračen na severovýchod zastavil, tak že mračna od jihozápadu se tlačící víc a více na sebe se šinula a konečně tak hustě na sobě ležela, že mezi 2–5 hodinou odpoledne čírá tma krajinu zahalovala. Zároveň spojila se obě pásma mračen směrem Kralovic a Berouna. Při tom padal hustý déšť, provázený zde onde bleskem a krupobitím.“

První bouřky začínaly tedy v jižní části zasažené oblasti, byly však zatím izolované. V mnoha lokalitách byly doloženy dvě fáze bouřkové činnosti a přívalem deště. První fáze začíná kolem 14 hodiny (Kralovice – 14:30, Manětín, Plasy – 15:00). Kolem 15 hodiny již byla bouřkami zasažena rozlehlá oblast. Jak shodně uvádí Kořistka (1872) [8] i Harlacher [2] (1873), první fáze končí mezi 16. a 17. hodinou. První fáze měla své maximum mezi 14. a 16. hodinou a velkou silou zasáhla především jižní část zasaženého území. Druhá, večerní fáze, s maximem kolem 22. a 23. hodiny naproti tomu zasáhla oblast severní. Z celkového hlediska byla prudší první fáze, druhá však působila leckde mnohem větší škody, neboť srážky dopadaly do již nasycené půdy. V některých místech pokračovala srážková činnost i po půlnoci.

Odpoledne 26. května začal tlak na všech stanicích prudce stoupat, v průměru o 5,7 hPa za 8 hodin. Zároveň se výrazně ochladilo. V podvečer se centrální srážková oblast rozšířila k východu. Ve 22 hodin již bylo nad Čechami převážně zataženo a přšelo na mnoha místech. Jelikož se bouřky nacházely ve dvou izolovaných oblastech (v severozápadních a severovýchodních Čechách), je pravděpodobné, že došlo k rozdělení původního bouřkového systému.

Druhý den ráno se oblast nízkého tlaku vzduchu nacházela východně od našeho území. Naopak oblast vyššího tlaku se vyskytovala jihozápadně od nás. Jelikož i během noci tlak na našem území stoupal, dosáhl v 6 hodin ráno hodnoty 1015 hPa, tedy zhruba úrovně rána 24. května. Tlak nadále stoupal i během dne, již však výrazně pomaleji. Čechy v této době ležely v oblasti velmi studeného vzduchu a teplota v noci dále výrazně poklesla, takže ráno se teplota pohybovala mezi 5 a 10 °C. Bylo zataženo, na některých místech přšelo. Na žádné ze stanic však denní úhrn srážek nedosahoval 10 mm. Na většině území vál až do odpoledne chladný, poměrně silný až severozápadní vítr, který se až k večeru utišil [9].

Následující den, 27. 5. 1872, zůstávaly Čechy v oblasti vyššího tlaku vzduchu, přibližně na úrovni 1020 hPa. Tlaková níže se přesunula nad Ukrajinu a zčásti se vyplnila. Na našem území zůstávalo zataženo s podprůměrnými teplotami maximálně do 15°C. I tento den byly na všech stanicích zaznamenány srážky, ale opět nedosáhly 10 mm. Vítr vál slabý, převážně severní.

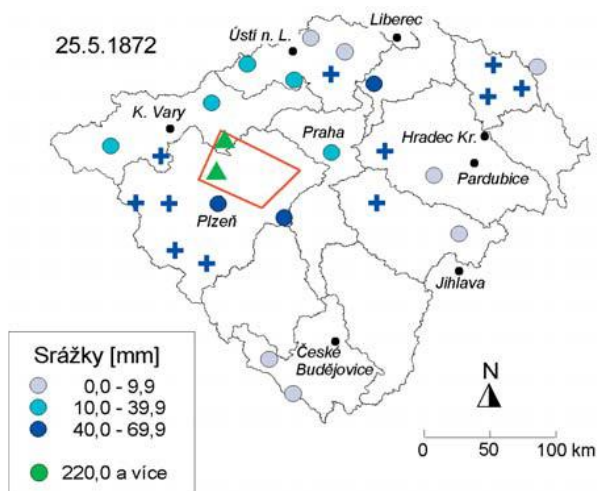
2.3 Srážkový rekord střední Evropy?

Nejhůře postiženou oblastí byla část povodí Berounky nad Plzní a povodí Blšanky, kde, jak dokládá Kořistka (1872, s. 5) [8], byly dne 25. května 1872 zaznamenány i úhrny přesahující 200 mm srážek:

„Na mnoha místech ale, bezpochyby tam kde mračna příliš hustě a vysoko na sobě ležela a studeným severovýchodním větrem dotknuta byla, sřítily se vody v takovém množství a s takovou prudkostí, že v krátkce na stopu zvýší zemi pokrývaly a co pohyblivého s sebou odnášely. V Mladoticích u Kralovic pozorováno, kterak venku stojící prázdná nádoba za hodinu na 9 palců čili 237 milimetrů až po svůj kraj vodou se naplnila a za dalšího deště přetékala, a z Měcholup oznamováno, že se v dešti podobná nádoba až na 11 palců čili 289 milimetrů vysoko vodou naplnila, což rovná se polovici veškeré v té krajině za rok spadající sraženiny.“

Během květnové události v roce 1872 byla tedy zřejmě naměřena nejintenzivnější srážková epizoda, i když pouze naplněním otevřené nádoby. V Mladoticích (Podle zjištění autora se jednalo o měření na faře v Žebnici.), jak uvádí Kořistka [8], napršelo během jedné hodiny 237 mm srážek, přičemž nádoba během dalšího deště přetekla. V Žebnici, v obci nedaleko od Mladotic, začalo prudce pršet v 14:30, přičemž se neustále blýskalo, hřmělo a vál silný vítr. Jak uvádí farní kronika ze Žebnice, průtrž mračen trvala do 16 hodin, kdy „přestalo se lít z oblak, avšak nepřestávalo silně pršet“ (Farní kronika Žebnice). Vypadá to tedy, že dešť pouze polevil a dále trval od 19 hodin do 1 hodiny následujícího dne. Není možné ověřit, že toto množství srážek spadlo během

jedné hodiny, spíše se podle záznamů zdá, že se jednalo o úhrn za přibližně 90 minut [9]. I přesto se jedná o dosud největší úhrn srážek, který byl nejen v Čechách ale v celé oblasti střední Evropy naměřen za 1 hodinu a 30 minut.



Obr. 2 Srážky dne 25. května 1872 v českých povodích: kroužky - denní úhrny srážek na meteorologických stanicích, červené ohraničení - přibližný rozsah bouřemi nejvíce zasažené oblasti podle Kořistky (1872), trojúhelníky - úhrny zjištěné v otevřených nádobách, křížky- výskyt přívalových dešťů doložený vzniklými škodami. Převzato z knihy Brázdil, R. et al.(2005): *Historické a současné povodně v České republice*. MU Brno a ČHMÚ Praha.



Obr. 3 Nakupení dřeva před Karlovým mostem v Praze při povodni v květnu 1872 (E. Herold, xylografie, Muzeum hlavního města Prahy, inv. č. 3.379). Protržení Mladotického rybníka přispělo k navýšení povodně na Střele i Berounce a mělo svůj podíl i na kulminaci Vltavy v Praze.

Stejně byl naměřen i srážkový úhrn v Měcholupech, kde během celé srážkové epizody spadlo 289 mm [8]. Ze zdejší kroniky víme, že začalo pršet kolem 13. hodiny a přšlo s proměnlivou intenzitou. Vzhledem k mimořádnosti této srážky byly brzo vzneseny pochybnosti o zprávách, kde byly prezentovány. Pravdivost zpochybňovaného údaje o hodinovém úhrnu srážek v Mladoticích byla podepřena až srážkovou událostí s podobnou intenzitou dne 12. 7. 1957, kdy bylo na slovenské stanici Skalka u Štúrova naměřeno 225,5 mm srážek za 65 minut [1]. O věrohodnosti těchto úhrnů nepřímo svědčí i výjimečná hydrologická odezva.

2.4 Největší historická povodeň na Střele a Berounce

Obrovské množství dešťové vody vyvolalo největší historicky známou povodeň na Berounce, kdy byl v Berouně naměřený maximální vodní stav 917 cm. Ten značně převyšoval výšku stoleté vody. Prudce se rozvodnily přítoky Berounky, především Litavka a Střela. Doba opakování kulminačních průtoků je na těchto tocích odhadována přes 1000 let. Na menších tocích proběhla kulminace již 25. 5. večer. V Praze byla naměřena historicky pátá nejvyšší povodeň, nepočítáme-li povodeň z roku 2002, s kulminačním průtokem 3300 m³/s, přičemž se podle Kakose [8] jednalo o největší známou pražskou povodeň, kterou vyvolaly přívalové deště. Rozvodnily se i jiné řeky, jako Teplá a Blšanka, které způsobily povodeň na střední a dolní Ohři [9]. O život přišlo během těchto povodní na 240 lidí.

3 KATASTROFICKÉ DŮSLEDKY POVODNÍ V KVĚTNU 1872

V návaznosti na mimořádně intenzivní srážky došlo v povodí Mladotického potoka ke dvěma přírodním katastrofám. První událostí bylo protržení hráze Mladotického rybníka, který se prostíral na ploše kolem 92 ha na jižním okraji obce Mladotice a více než 500 let byl největším rybníkem západních Čech. Došlo k němu v noci z 25. na 26. května. O dva dny později, taktéž v noci z 27. na 28. května se daly do pohybu masy arkóz ze západního úbočí Potvorovského vrchu (546 m n.m.), sesuly se do údolí Mladotického potoka a zatarasily ho mohutnou hrází. Vzniklo jezero, které je dosud jediným zástupcem tohoto genetického typu na území Českého masivu [3].

Povodeň hluboce zasáhla do života postižených obyvatel, a proto zprávy o jejích následcích se objevují v zápisech kronik všech okolních obcí.

V pamětní knize obce Nebřeziny napsal zdejší rodák, učitel Václav Plechatý: „*Nad Plasy hodinu cesty jest rybník Mladotickým obsahující 144 jitra. Návalem vody se protrhla hráz, pod ní stojící mlýn voda zničila a valila se*

Střelou do Plas. Mimo to zničila voda tehdy právě dokončenou trať v úseku 7 km v údolí Střely. Celková škoda činila 2.880 000 zlatých.

Podrobnosti o škodách způsobených povodní najdeme též v záznamech presidiálních spisů tehdejšího okresního úřadu v Kralovicích. Protržení Mladotického rybníka je zapsáno i v kronikách okolních obcí.

Ve farní kronice Potvorovské se píše: „*Mladotický rybník se protrhl a v Plasích a Nebřezinech kolem 50 lidí utonulo*”.

Tuto mimořádnou událost, která výrazně změnila zdejší krajinu a ovlivnila život místních obyvatel, popisuje v roce 1932, tedy 60 let po povodni tehdejší obecní kronikář Mladotic, Jaroslav Straka:



Obr. 4 U Podhrázského mlýna se dodnes zachovala barokní socha sv. Anny s dceruškou Marií z roku 1761. Katastrofu z května 1872 tato socha kupodivu přečkala. Povodňová vlna z protrženého rybníka ji sice srazila z podstavce do bahna, ale nebyla nijak porušena. [7]

Ve zvláštním vydání tehdejšího časopisu Světozor se píše: "V trati, vedené podél rybníční hráze, byl splav přemostěn odtokovým kanálem, jehož kapacita se ukázala jako nedostatečná. Posléze mohutná hráz přeplněného rybníka začala praskat, protrhla se a řítící se proud ji počal vymílat tak prudce, že v mžiku udělala otvor 40 m dlouhý a 14 m hluboký, jímž se vrhl na mlýn s pilou, stojící přímo pod hrází, a v několika minutách je proměnil v hromadu kamení a trosek".

Situace v údolí rozvodněné řeky Střely byla mimořádně vážná, protože povodeň z přivalových dešťů výrazně ovlivnila i vodní masy z protrženého Mladotického rybníka. Ten tehdy patřil kancléři Metternichovi, který od náboženského fondu koupil bývalý majetek plaského kláštera. Zpočátku se

předpokládalo, že bude opět obnoven. S opravou se však příliš nespíchal a na počátku první světové války bylo její provedení natolik nejisté, že se správa panství rozhodla pronajmout tyto pozemky Antonínu Kožíškovi, na Kralovicku známému nájemci dvorů a schopnému hospodáři. Dno bývalého rybníka bylo již předtím částečně využíváno jako louky a pastviny, mezi kterými se však jako památka na bývalý rybník nacházela zamokřená a bahnitá místa. Ta nový nájemce nechal odvodnit, zreguloval vodní strouhy, odstranil již vzrostlé olšové a vrbové porosty, celou plochu srovnal a přeměnil na produkční louky a pole. Pozdější parcelaci a výkupem pak pozemky přešly na místní hospodáře. Dříve zatopené území tak mělo více majitelů a zdálo se, že obnova rybníka tím prakticky přestala být reálná.

Až po skončení druhé světové války se začalo znovu hovořit o možnosti obnovy Mladotického rybníka. Pro novou diskuzi bylo několik pádných důvodů. Usilovně se začaly hledat zdroje pitné vody pro Kralovice, Kaznějov, Plasy a další okolní obce a větší množství užitkové vody bylo zapotřebí především v nově rostoucím průmyslu, chemické továrně v Kaznějově a keramických závodech v Horní Bříze. Jednou z variant byla i obnova velkého rybníka pod Mladoticemi, která se navíc na přelomu 40. a 50. let minulého století jevila i z ekonomického hlediska jako velmi reálná. Po předchozím projednání v několika komisích na úrovni kraje i okresu se již ve druhé polovině roku 1950 začalo s přípravou plánu, který byl zadán podniku Stavoprojekt Plzeň, regionálnímu pracovišti v Mariánských Lázních. Ještě téhož roku bylo započato s výkupem pozemků v budoucím zátopovém území rybníka. V roce 1951 byl také proveden základní geologický průzkum včetně inženýrsko-geologického posouzení zbytků rybníční hráze. Během dalších let byl projekt vyřazován a znovu zařazován do plánů výstavby, přičemž v březnu 1954 byl již dokončen a připraven jako tzv. úvodní projekt k realizaci [12].

Proč se tedy nakonec po čtyřech letech příprav od projektu ustoupilo? Hlavním důvodem bylo zřejmě rozhodnutí, že se pro zásobování rostoucích průmyslových závodů v Kaznějově a Horní Bříze užitkovou vodou postaví přehradní nádrž na řece Střele v profilu nad Plasy. S odstupem půl století můžeme dnes jednoznačně konstatovat, že to bylo rozhodnutí naprosto chybné. To dokládá dnešní stav nádrže, téměř zcela vyplněné sedimenty, která obtěžuje negativními dopady své okolí. Zjištění, že se přehrada nepovedla, bylo známo již v 70. a 80. letech minulého století, kdy se zásobní prostor nádrže "čistil od sedimentů" vypouštěním vody z dolních výpustí, což bylo spojeno s velkými úhyny ryb na dolním toku řeky Střely.



Obr. 5 Mapa 3. vojenského mapování Rakouské monarchie z roku 1890, upraveno autorem. Na mapě je znázorněno nově vzniklé Odlezelské (Mladotické) jezero a bývalý Mladotický rybník, který se nacházel na jižním okraji obce Mladotice. Převzato z časopisu *Geografie* (Janský, B., Schulte, A., Česák, J., Rios Escobar, V., 2010: *The Mladotice Lake, western Czechia: The unique genesis and evolution of the lake basin. Geografie 115, No. 3, pp. 247–265*).

Podle osobního šetření autora by dnes s obnovou rybníka pod Mladoticemi souhlasila většina místních obyvatel. V případě rekonstrukce jeho hráze by musela být respektována železniční trať, která je po ní vedena. Rybník by podle názoru autora mohl dosáhnout asi 70 % původní rozlohy, tj. jeho rozloha by mohla činit kolem 64 hektarů.

Literatura

- [1] BRÁZDIL, R. et al.(2005): Historické a současné povodně v České republice. MU Brno a ČHMÚ Praha.
- [2] HARLACHER, A. R. (1873): Die Ueberschwemmung in Böhmen Ende Mai 1872 und das damit verbundene Hochwasser der Moldau und Elbe. *Lotos*, 23, č. 1, s. 1–31 + přílohy.
- [3] JANSKÝ, B. (1976): Mladotické hrazené jezero – geomorfologie sesuvných území. *Acta Universitatis Carolinae – Geographica*, roč. XI, č. 1, str. 3-18, Praha.
- [4] JANSKÝ, B., ŠOBR, M. a kol. (2003): *Jezerá České republiky*. Katedra fyzické geografie a geoekologie na PŘFUK v Praze, Praha, 216 s.
- [5] SKREJŠOVSKÝ, F. (1872): *Zhoubná povodeň v Čechách dne 25. a 26. května roku 1872*, 142 s., Praha.
- [6] KAKOS, V. (1977): Velké povodně na Vltavě v Praze ve vztahu ke klementinským pozorováním počasí. In: *Sborník referátů ze semináře k 200. výročí observatoře v Praze-Klementinu*. Hydromet. ústav, Praha, s. 33–42.
- [7] KREJZA, V. J. (1872): Nová píseň o protržení se mračen a velké povodni v Čechách dne 25. května 1872, vl. nákl. J. Spurný, Praha, 3 s. *Klementinum, Signat.: * A 010783*
- [8] KOŘISTKA, F. (1872): Všeobecný nástin meteorologických a vodopisných poměrů, jakož i škod na vzdělané půdě a komunikacích za povodně dne 25. a 26. května 1872. In: *Zprávy kanceláře pro statistiku polního a lesního hospodářství v království Českém. Sešit I. Zpráva o povodni dne 25. a 26. května 1872 v Čechách*. V komisi J. G. Calvého c. kr. univ. kněhupectví, Praha, s. 3–16.
- [9] MÜLLER, M. (2002): Vybrané historické případy silných konvektivních bouří. Diplomová práce. Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy, Praha, 91 s.
- [10] MÜLLER, M. (2007): Hydrometeorologické podmínky vzniku významných dešťových povodní na území ČR. Dizertační práce. Katedra fyzické geografie a geoekologie, Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy, Praha, 125 s.
- [11] MÜLLER, M., KAKOS, V. (2004): Extrémní konvekční bouře v Čechách 25. - 26. května 1872. *Meteorologické zprávy*, 57, 69-77.
- [12] TECHNICKÁ ZPRÁVA k úvodnímu projektu obnovy Mladotického rybníka, Stavoprojekt Plzeň, 1954.

900 LET RYBNÍKÁŘSTVÍ NA PARDUBICKU

900 YEARS TRADITION OF FISH POND FARMING IN PARDUBICE REGION

Adolf VONDRKA

*Rybniční hospodářství, s.r.o., Sádka 148, 533 41 Lázně Bohdaneč
adolfovondrka@rhb.cz*

Abstract

This paper focuses on the description of the history of fish farming in the area of Pardubice region. The building of first fish ponds is connected to the Opatovický monastery which was founded in the 9th Century. Since that time, many fishponds were built and many of them ceased to exist later. The systems of fishponds were very large in past compared with the present state. The biggest fishpond called Čeperka had an area about 1200 hectares.

Keywords: Pardubice, fishpond, fish farming, pisciculture

1 RYBNÍČNÍ SOUSTAVY NA PARDUBICKU

Rybníkářství na Pardubicku je všeobecně známo a spojováno s osobou Viléma z Pernštejna a jeho synů, kteří na Pardubicku rozšířili a vybudovali soustavu přibližně 230 rybníků po Vilémově příchodu na Pardubicko v roce 1491 [1]. Jeho přesun z Moravy na Pardubicko byl z části motivován existencí starších rybníčních soustav z doby Opatovického kláštera. Rozšířil největší klášterní rybník Čeperku na 1200 ha a vybudoval mnoho nových napájecích stuh, z nichž nejvýznamnější byl Opatovický kanál. Hospodářsky se stalo rybníkářství pro Pernštejny velmi významné, neboť tvořilo kolem 70 % příjmů jejich vrchnostenské pokladny. Přestože Pernštejnové prodávají pardubické panství císařské komoře v roce 1560 a během následujícího století zanikají velkoobchodní kontrakty na prodej ryb, většina rybníků je zrušena až v polovině 18. století při osidlování Pardubicka. [1, 2]

Snižování rybníční plochy pokračuje až do poloviny 19. století v důsledku rychlého rozvoje zemědělství. Až s příchodem nových vlastníků na konci 19. století nastává renesance rybníkářství na Pardubicku a obnova řady vypuštěných rybníků. [2]

2 OPATOVICKÝ KLÁŠTER

Benediktinský klášter sv. Vavřince v Opatovicích byl založen v roce 1086 jako čtvrtý mužský klášter v Čechách. Klášter má vynikající podmínky pro hospodaření s vodou a mezi jeho hospodářskou činnost patří meliorace půdy a zakládání rybníků. Klášter staví Velkou struhu jako předchůdce Opatovického kanálu k napájení největšího rybníka Čeperky (Šeperky). Haltýře pro uchování ryb jsou součástí klášterišťe. [3]

Začátkem 14. století dochází ke zlepšení hospodářské situace kláštera po příchodu opata Hroznaty. Dává řadu úlev poddaným, hospodaření na rybnících si však vyhrazuje pro klášter [3]. Jeho nástupce diplomat a kronikář opat Neplach si nechává Karlem IV. konfirmovat listinou držbu kláštera včetně rybníků v roce 1352 [4]. V následujících třech letech se účastní s Karlem IV. řady zahraničních cest včetně jeho korunovace v Římě [5]. V roce 1356 vydává Karel IV. Majestát, kde nabádá budovat rybníky: „...aby Království Naše Čechy mělo hojnost ryb a výparů, velí se stavům i městům pilně zřizovati rybníky i pro hojnost ryb...“ [6].

Opatovický klášter je v roce 1421 zcela zničen husity, kteří sice klášterní panství zaberou, ale rybníkářství nijak nerozvíjejí [3].

3 PERNŠTEJNOVÉ

V roce 1490 získal Vilém z Pernštejna od krále Vladislava Jagellonského panství zaniklého opatovického kláštera. V letech 1491-1496 rozšířil nejvýznamnější rybník z majetku kláštera Čeperku na více než dvojnásobnou výměru, tj. na cca 1.200 ha. V roce 1498 král Vladislav převedl Vilémovi a jeho potomkům labský jez a Opatovický kanál z dočasné zástavy do dědičného vlastnictví. V letech 1498 – 1513 dochází k prodloužení Opatovického kanálu z Bohdanče do Semína a navýšení jeho kapacity. Vilém z Pernštejna v letech 1494 – 1520 eviduje stavby rybníků skrze Registra rybníčná jako soupis nákladů vynaložených na stavby a opravy rybníků u zástavního majetku; za půdu zabranou pro stavbu rybníků dával Vilém rovnocenné anebo lepší náhrady [1].

V roce 1521 Vilém umírá a Pardubické panství spravuje v letech 1521-1534 jeho syn Vojtěch. Jan z Pernštejna přebírá od předčasně zemřelého bratra Vojtěcha panství Pardubické a v letech 1534 – 1548 dále rozšiřuje rybníkářství; staví rybníky Oplatil a Rozkoš krátce před svou smrtí [1]. Dokončil tak pardubický rybníční systém: jen 20 největších rybníků napájených Opatovickým kanálem mělo v druhé polovině 16. století rozlohu 3,450 ha; podle Vischerovy mapy z r. 1688 měly rybníky Čeperka, Oplatil, Rozkoš a Bohdaneč výměry 1003, 435, 274 a 320 ha.

V roce 1560 dochází k nucenému prodeji pardubického majetku Jaroslavem z Pernštejna do rukou císařské komory včetně 238 rybníků. [7]

4 CÍSAŘSKÉ KOMORNÍ PANSTVÍ

V roce 1651 je dle urbáře na panství Pardubice-Kunčice sice celkem 262 rybníků, ale po třicetileté válce již jen 8.353 obyvatel na celém panství (Pardubice 872 obyv., Bohdaneč 463 obyv., Přelouč 329 obyv., Holice 223 obyvatel). Vischerova mapa z roku 1688 dokumentuje celkem 225 rybníků nasazených a 13 vypuštěných. V roce 1743 za Marie Terezie existuje celkem 157 rybníků. V roce 1783 během osidlování regionu je dle Josefského katastru na Pardubicku celkem 213 rybníků o výměře 5486 ha, ale 50 z nich již vysušeno a rozděleno poddaným a novým osadníkům ze Slezka. [7]

Do roku 1795 počet obyvatel roste na 40.910 a v roce 1840 je na panství Pardubickém 58.175 obyvatel. V roce 1802 se hospodaří jen na 69 rybnících z důvodu rychlého rozvoje zemědělství. Heslo úřednického personálu: „Rybník nemá být na žádném místě, kde může být louka, role nebo pastvina, protože výnos ryb nemůže dosáhnout takové výše.“ [7]

Po státním bankrotu je v roce 1855 komorního panství odprodáno Privátní rakouské národní bance vídeňské. V roce 1863 panství získává v dražbě Privilegovaný rakouský úvěrní ústav. [7]

5 RENESANCE RYBNÍKÁŘSTVÍ

Rakouské banky panství rozprodávají různým investorům: v roce 1868 kupuje Dašice s rybníky Jan Liebig, průmyslník v Liberci. V roce 1864 kupuje Čivice hrabě Chotek. [7]

Pro obnovu rybníků je však zásadní rok 1881 kdy Pardubický zbytek komorního panství o rozloze 6440 ha kupuje Dr. Richard Drasche z Wartinberka. Přebírá 21 rybníků o katastrální výměře 726 ha a mnoho jich obnovuje.

V roce 1919 během první pozemkové reformy přebírá celý velkostatek Pardubice od Dr. Drascheho Československý stát. Součástí velkostatku je 32 rybníků o výměře 626 ha vodní plochy. [7]

V roce 1952 rybníky přebírá v celém Československu nově založené Státní rybářství. Rybníky na Pardubicku má ve správě Státní rybářství, odstěpný závod Litomyšl, středisko Lázně Bohdaneč. V roce 1993 dochází k restitucím některých rybníků a samostatné privatizaci střediska Lázně Bohdaneč do nově vzniklého subjektu Rybníční hospodářství, s.r.o. Tato společnost hospodaří na Pardubicku na 52 rybnících o výměře 571 ha.

Literatura

- [1] VOREL, Petr. *Páni z Pernštejna: vzestup a pád rodu zubří hlavy v dějinách Čech a Moravy*. Vyd. 2. V Praze: Rybka, 2012. ISBN 978-80-87067-21-5.
- [2] ROSŮLEK, František Karel. *Pardubicko, Holicko, Přeloučsko: Dějinný a místopisný obraz*. Vyd. 2. [s.l.: s.n.], 1904. ISBN 978-80-87067-21-5.
- [3] NOHEJLOVÁ-PRÁTOVÁ, Emanuela. *Příběhy kláštera opatovického: příspěvek k vlastivědě země české*. Vyd. 2. Praha: Univerzita Karlova, 1925. Práce z vědeckých ústavů. ISBN 978-80-87067-21-5.
- [4] TEPLÝ, Jaroslav. *Příspěvek k dějinám rybníků a rybníkářství v předhusitském Chrudimsku*. In: *Theatrum historiae* 3, Pardubice 2008. s. 9-46. *Theatrum historiae: sborník prací katedry historických věd Fakulty filozofické Univerzity Pardubice*. Vyd. 2. Pardubice: Univerzita Pardubice, 2006-. Práce z vědeckých ústavů. ISBN 1802-2502.
- [5] ŠEBEK, František. *Průvodce výstavou 900 let Opatovice nad Labem*. Vyd. 2., 2013. Publikaci vydal Obecní úřad Opatovice nad Labem.
- [6] HULE, Miroslav a Michal KOTYZA. *Rybníkářství na Jindřichohradecku*. V Třeboni: Carpio, 2012. ISBN 978-80-86434-18-6.
- [7] *Velkostatek Pardubice 1494 – 1952, inventář*. Kolektiv autorů SOA v Zámrsku. Státní oblastní archiv v Zámrsku. Číslo evidenčního listu NAD: 377. Číslo archivní pomůcky: 412.

ZMĚNY V PRODUKCI RYB V PRŮBĚHU 20. STOLETÍ V ČR

CHANGES IN FISH PRODUCTION IN THE CZECH REPUBLIC DURING 20TH CENTURY

Pavel Hartman¹, Ján REGENDA^{1,✉}, Jan Hamerník¹

*¹Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Ústav akvakultury a ochrany vod, Na sádkách 1780, 370 05 České Budějovice
✉ regenda@frov.jcu.cz*

Abstract

The area of ponds and small water reservoirs ranged from 44,000 to 52,000 ha during the 20th century. The production of market fish increased and varied from 2,500 to 2,800 tons between years 1901 to 1914 and then was declining until 1925, when fish production reached only 1,200 tons. After market recovery had begun, it grew again to the beginning of II. World War 3,200–3,400 tons. During the war, there was again decrease of min. 50%. Around year 1950 fish production returned to prewar times and since then it grew till the end of the century and reached a record level of 20,800 tons in 1992, then fell again slightly. Carp production dropped from 94 % (1930) to 87.7 % (2000). Feed consumption increased between 1929 and 1989 from 108.18 to 732.83 kg/ha. Growth was also observed for the fertilizers: lime from 61.05 to 569.60 kg/ha and organic manure from 33.76 to 3384.00 kg/ha in the same period (1929-1989).

Keywords: history of fish production, pond, aquaculture

1 ÚVOD

Uplynulé 20. st. bylo z pohledu politických a společenských událostí bohaté na výrazné změny. Na začátku století to byla ještě Rakouskouherská monarchie, jejíž existenci ukončila I. světová válka. Následoval přerod do svobodného Československa a první pozemková reforma. Proběhla druhá světová válka a po ní jen krátké období svobody a další proměny společnosti a vlastnických vztahů. Druhá polovina století přinesla velké společenské změny, ale také prudký rozvoj průmyslu a zemědělství. V závěru století následoval rozpad ČSFR a vznik samostatné České republiky. Celkem se tedy v minulém století vystříдалo na

našem území osm politických systémů či zřízení. Podívejme se spolu, jak se v tak pestré minulosti proměňovalo české rybníkářství.

2 ZAČÁTEK STOLETÍ – RAKOUSKOUHERSKÁ MONARCHIE

První hodnověrné údaje o velikosti rybníčního fondu mezi lety 1901–1918 na území dnešní ČR pocházejí z roku 1904. CK statistická ústřední komise ve Vídni napočítala u nás 11 816 rybníků o výměře 43 934,39 ha [1]. Další podrobnější sledování, jak výměry rybníků, tak i produkce ryb v nich, je nesnadné pro nedostatek hodnověrných zdrojů, ale dá se očekávat, že výměra rybníků spíše do roku 1914 mírně rostla. V průběhu I. světové války však dozajista docházelo k určitému úbytku obhospodařovaných ploch.

Do nového století vstupovali rybáři s optimismem. Díky rostoucímu zájmu trhu o ryby se mohla postupně zvyšovat i jejich produkce. Přesnější data o produkci ryb na začátku 20. st. (1904) uvádějí výlověk 2 658 661 kg tržních ryb a 1 079 573 kg násad. Dohromady se tedy jedná o výlověk 3 738 234 kg, tedy v průměru 85 kg/ha [1]. Nicméně dosahovaná úroveň produkce ryb byla velmi rozdílná a pohybovala se od 20 do 120 kg/ha. Průměrný výlověk tržních ryb na začátku 20. st. představoval přibližně 2 500 t (2 400–2 800 t), tedy cca 70 kg/ha a pozvolna rostl [1]. Některé prameny však pro začátek 20. st. uvádějí produkci ryb (tržních) o něco skromnější, a to pouze cca 2 000 t. To potvrzují i záznamy Jednoty rybářské, která ústy J. V. Štěpána odhaduje produkci ryb na 1 700–1 900 tun (snad jen její členové). Z toho se v Čechách spotřebuje jen 500 t, 700–800 t je vyvezeno do „Rakouska“ a dalších 500–600 t do ciziny [1].

V průběhu první světové války však došlo k určitému propadu produkce ryb. Důvody je možné spatřovat jak v omezené dostupnosti intenzifikačních vstupů (krmiva, hnojiva), tak i nedostatku kvalifikované pracovní síly [1]. Doporučovalo se proto upravit obsádky a dbát na dostupná meliorační opatření vedoucí ke zvýšení přirozené produkce (kompostování a organické hnojení), kterými se dala udržet produkce i kolem 100 kg/ha. Jedním z opatření bylo také letnění spojené s osetím a následnou sklizní krmiva na další rok. V závěru války byl však už stav českého rybníkářství neutěšený. Podle kvalifikovaných odhadů klesla produkce ryb proti předválečnému období o 40–60 % [1], tedy na cca 1 300 tun.

O přesném druhovém složení obsádek prozatím nemáme dostatek exaktních podkladů. Dá se však předpokládat, že bylo velmi podobné stavu zachyceném ve 30. letech 20. století. V chovu dominoval kapr. Z ostatních ryb měl výraznější zastoupení jen lín. Z dravých druhů převládala štika. Na Třeboňsku se prosazoval candát, maréna a okounek pstruhový. V rybnících se choval také pstruh obecný a duhový.

3 MEZI VÁLKAMI - PRVNÍ ČESKOSLOVENSKÁ REPUBLIKA

Pro společnost politicky šťastnější období první Československé republiky nezačalo pro rybářství dobře (1918–1927). Ve snaze zabezpečit domácímu obyvatelstvu dostatek ryb, byl novým státem zakázán export ryb do zahraničí. Od 5. 11. 1918 došlo k úřednímu snížení ceny tržního kapra z 9 na 3 Kč/kg a štiky z 18 na 3,3 Kč/kg. Toto ekonomické opatření tvrdě dopadlo zejména na menší chovatele, kteří na jaře 1918 nakoupili násady kapra za 12 Kč/kg. V letech 1919–20 pak cena kapra vzrostla na 4,5 Kč/kg. Byl omezen také volný prodej ryb, který se stal možný jen na legitimaci. Nařízená byla rovněž přesná evidence pohybu ryb. To vše v konečném důsledku situaci jen zhoršilo, neboť nízká cena nerespektovala výrobní náklady a neumožňovala vytvářet zdroje pro další konsolidaci a rozvoj odvětví. Celou situaci výstižně popsal Theodor Mokry: *...ku škodě nového státu a k žádnému prospěchu obyvatelstva, neboť lidu nedostali se laciné ryby ani na oči*“ [6]. V novém státě však na začátku 20. let i nadále přetrvával velký nedostatek všeho: průmyslových hnojiv, krmiv (zejména lupiny z dovozu), provozního materiálu (sítí, provázků, kožené obuvi atd.), plůdku a násad, odborné pracovní síly. Vázla doprava po železnici a rybníky byly po technické stránce zanedbané [1].

Přesná data o výměře rybníků z prvních let ČSR nejsou k dispozici. Centrálně byly rybníky sledovány společně s bažinami a mokřady, které celkovou výměru výrazně navyšovaly a zkreslovaly, např. za rok 1925 se uvádí plocha až 61 783 ha [1]. Přesnější údaje z nové republiky máme až z konce třetí dekády 20. st., kdy statistický úřad napočítal celkem 16 047 rybníků o výměře 45 199,65 ha [2]. Nicméně chov ryb probíhal jen na 44 193,74 ha (14 236 rybníků, tvoří rozdíl ponížený o rybníky zanedbané a plnicí jiný účel (např. akumulace vody, energetika). Jejich struktura (v ha) byla následující: hlavní 65,7 %, výtažníky 28,5 %, třecí 3,6 %, zanedbané (nenasazené) rybníky 1,6 % a mající jiný účel 0,6 %. Celkem bylo v ČR v té době 6 502 hospodářství s chovem ryb (včetně drobných zemědělců s 1–2 rybníky). V následujících letech (1930–35) se velikost rybníčního fondu udržela v prakticky stejné výši 14 314 rybníků o výměře 44 380 ha [3]. Další přesnější a spolehlivé údaje o výměře rybníční plochy se nám prozatím nepodařilo dohledat. Nicméně lze očekávat, že s ohledem na předválečné dobré hospodářské výsledky a rostoucí produkci nebyl důvod k významnějšímu rušení rybníků, spíše naopak. Některé prameny naznačují plochu pro rok 1938 až cca 46 tis. ha [3] (Graf 1).

Samostatnou kapitolu hodnou pozornosti představuje sledování výměry rybníků ve vlastnictví státu. Československá republika se stala vlastníkem rybníků díky pozemkové reformě v roce 1918. Zkonfiskovány byly především

velké šlechtické soustavy na jihu Čech. Jejich výměra byla na začátku relativně nízká, a to 11 994 ha [3], ale postupně se zvyšovala.

Díky výše popsanému stavu v novém státě produkce ryb i nadále klesala a v roce 1925 dosáhla jen 1 200 t [1]. Nad to se ozývaly hlasy k rušení rybníků a jejich přeměny na ornou půdu. Navíc od roku 1922 rostl import kapra z Maďarska a Jugoslávie (až 370 t – 1925, resp. 390 t – 1931) [1,3]. Postupně se však situace uklidnila a rybníkáři začali opět přikrmovat a meliorovat své rybníky. Produkce ryb vzrostla. Zlom nastal po roce 1925, kdy byly uvolněny úřední ceny (12/1926) a znovu povolen export ryb (8/1927). Na konci třetí dekády 20. st. (1929/30) dosahoval výlovek tržních ryb již 3 271 713 kg, tedy v průměru z hlavních rybníků 110,19 kg/ha. Produkce násad ve stejném období činila 1 172 207 kg, což představuje výlovek z výtazníků cca 80,74 kg/ha. Celkový výlovek ryb (tržních a násad) byl 4 443 920 kg, tedy 100,56 kg/ha [2]. V tomto období již představoval export 20 % roční produkce ryb. Exportoval se především kapr a lín. U kapra dominoval v chovu ve 30. letech 20. st. lysec (až 45 %), hladká forma tvořila 20 % produkce a zbytek cca 35 % připadl na šupinatou formu. Zajímavostí je, že Němci (i v Sudetech) vyžadovali kapra lysého nebo hladkého, zatímco vídeňský trh si žádal kapra šupinatého [5]. Přirozená produkce ryb z jednoho hektaru ve druhé polovině 30. let byla poměrně různorodá od 20 do 445 kg/ha. U výtazníků to bylo v průměru 152 kg/ha, resp. u hlavních rybníků kolem 130 kg/ha [7,8].

V druhé polovině 30. let 20. století byl chov ryb i nadále intenzifikován. Rostla spotřeba krmiv, zejména lupiny (až 80 % podíl na krmivech) z 165,1 kg/ha (1934) na 207,27 kg/ha (1938), průmyslových hnojiv z 11,5 na 27,19 kg/ha, vápna z 35,34 na 90,70 kg/ha a zdvojnásobila se i spotřeba organických hnojiv (na 208,53 kg/ha) vše za stejné období (1934-38) [7,8]. Obdobná úroveň produkce ryb (až 3 200 t) se tedy udržovala i v závěru 30. let až do začátku II. světové války.

Druhé složení lovených ryb v první třetině 20. st. bylo následující: kapr 93,51 %, lín 4,30 %, štika 1,28 %, candát 0,26 %, lososovité ryby 0,16 %, úhoř 0,01 % a ostatní 0,47 % [2]. Jeho srovnání s pozdějším obdobím přináší Tab. 1.

4 II. SVĚTOVÁ VÁLKA

V průběhu II. světové války byla dosavadní konečně dobře fungující struktura českého rybářství rozložena. Území bylo rozděleno politicky, hospodářství spadlo tak jako ostatní odvětví pod centrální řízení a válečnou limitaci vstupů při snaze udržet produkci. Opět byl omezen volný prodej ryb. Ty byly jen na přiděl („lístky“). V roce 1943 byla zlikvidována Rybářská jednota.

Tab. 1 Druhová struktura lovených tržních ryb na území ČR ve 20. století (%).

roky	K	L	Š	Ca	Ú	Su	síh	BŽR	los.	ostatní
1929	93,51	4,30	1,28	0,26	0,01				0,16	0,47
1930	93,49	4,29	1,28	0,27					0,15	0,52
1934-1938	94,34	2,40	1,25	1,01	0,01		0,44		0,07	0,46
1970-1974	90,89	4,19	0,28	0,09			1,98		1,49	1,04
1975-1979	89,20	3,74	0,24	0,09		0,05	2,40	0,44	3,10	1,02
1980-1984	88,24	2,06	0,23	0,07		0,03	2,71	0,97		1,20
1985-1989	87,47	2,14	0,25	0,08			1,95	2,82		1,31
1990-1995	87,77	1,50	0,10	0,06	0,02	0,24	0,90	3,20	3,44	1,95
1996-2000	87,36	1,80	0,35	0,21	0,01	0,23	0,51	3,40	3,95	2,18

Spolupráce mezi producenty a obchodníky ustala. Odborný tisk musel vycházet i v německém jazyce.

Za období druhé světové války nejsou k dispozici prozatím žádné přesnější údaje o výměře rybníků na území dnešní ČR. I když rybníky zůstaly fyzicky na svém místě, území, ve kterém ležely, bylo administrativně rozděleno mezi Velkoněmeckou říši (Sudety) – ztráta cca 8 500–9 000 ha rybníků (z toho kolem 7 tis. ha v Čechách a zhruba 2 tis. ha na Moravě a ve Slezsku) a Protektorát [5]. Kromě toho také v době války nebyla řada údajů zveřejňována ze strategických důvodů. S ohledem na celospolečenskou situaci a propad produkce lze předpokládat spíše mírný pokles proti předválečnému stavu.

Po oddělení Sudet a ztrátě části rybníků klesla produkce ryb ve „zbytku státu“ o 700 tun. Další problém pro zbylé území republiky představovala ztráta pohraničí, kde Německé obyvatelstvo každoročně zkonsumovalo cca 1 100 tun ryb. Rozdíl 400 tun, které nebylo komu prodat, tak vytvářel zvýšený tlak na tuzemském trhu. Za druhé světové války docházelo k postupným změnám v hospodaření. Byl nařízen pouze tříhorkový chovný cyklus. Hmotnost konzumních ryb klesla na 1 až max. 2 kg. Prosazován byl poloumělý výtěr kapra k zajištění dostatku plůdku a násad. Důsledně bylo vynucováno sečení a kompostování vodních porostů. Příděl krmiv spadl na hodnotu odpovídající RKK 1,5. Proti předválečnému stavu kleslo množství přidělených krmiv nakonec až na desetinu z 6–6,5 tis. tun na cca 600 t [5]. Produkce ryb klesla až na polovinu předválečného období. Nicméně již v roce 1946 se podařilo docílit produkce tržních ryb na úrovni 2 500 tun a k tomu 300 tun násad [9]. Hned po válce došlo rovněž k rozsáhlému vyvlastňování rybníků, a tak v roce 1946 již stát hospodařil na 22 tis. ha (Čs. státní statky – rybníční správy) [5].

5 ROKY 1948–1989

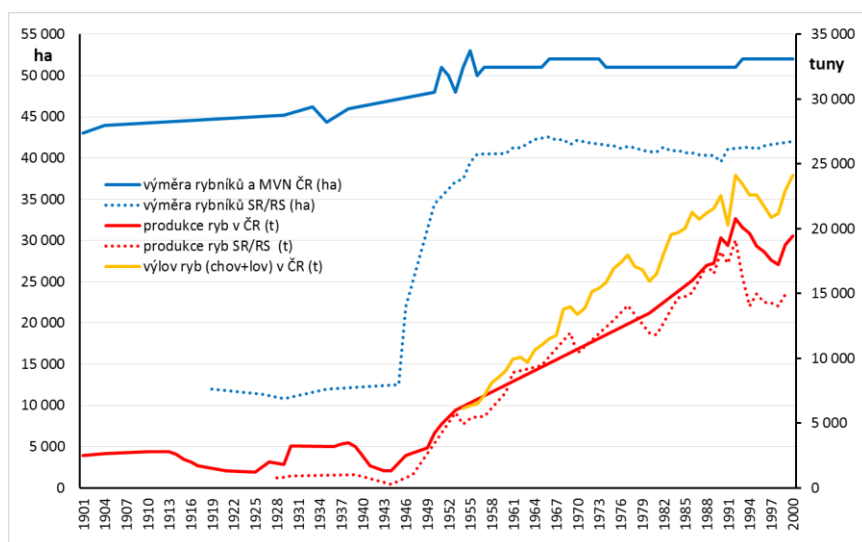
Po II. světové válce ještě několik let nedosahovala produkce ryb předválečného stavu. Důvodem byly organizační změny ve vlastnictví rybníků, nedostatek plůdku a násad a působení jarní virémie. Poválečný vývoj byl výrazně a v konečném důsledku i pozitivně ovlivněn zestátněním rozhodujících rybníčních ploch a jejich koncentrací do nově vznikajících podniků „Státního rybářství“. Jejich organizační zařazení se často měnilo, ale od 1953 bylo ustáleno. Silným motivačním faktorem veškerého dění byl nedostatek masa pro výživu obyvatelstva v poválečném Československu. Intenzifikace produkce proto měla prioritu a státní podporu.

V poválečném období byla snaha státu obnovit v minulosti zrušené rybníky. V letech 1948–49 byla proto přijata vládou legislativa, která umožnila obnovu rybníků zejména na jižní Moravě a ve středních a západních Čechách. Do roku 1951 se tak podařilo obnovit nebo postavit přes 2 tis. ha rybníků [3]. Nicméně zde je potřebné uvést, že v 50. letech 20. st. bylo na druhé straně zrušeno při likvidaci selského stavu (tzv. kulaků) kolem 3 000 ha malých polních/lučních rybníků v rámci „hospodářsko-technických úprav“. To vedlo k oslabení protierozní schopnosti krajiny [3].

V roce 1952, kdy vzniklo Státní rybářství (SR) v podobě jak jsme ho znali z konce 90. let, jeho výměra dosahovala už 37 116 ha rybníků a dále rostla. O něco podrobnější představu o výměře rybníků a jejím využívání máme z let 1960–61. Státní rybářství hospodařilo na 41 226 ha, Školní rybářství Protivín nasazovalo 1 586 ha, VÚRH Vodňany bádalo na 253 ha, Vojenské lesy a statky spravovaly 518 ha a Český rybářský svaz, JZD, Státní statky a ostatní využívaly cca 8 500 ha. Celkem 52 083 ha rybníků [3]. V roce 1970 hospodařilo SR na 80 % výměry rybníků (42 155 ha) v ČR a dosahovalo na ní 95,1 % z celostátní produkce ryb. Dalších 12,8 % z plochy rybníků a malých vodních nádrží (MVN) využívaly národní výbory (obce), JZD a ostatní státní organizace. Zbývající 7,2 % rybníků sloužilo rybářskému školství (ŠR Protivín) a výzkumu (VÚRH) [3]. Výměra rybníční plochy obhospodařované SR postupně klesala na 40 797 ha (1980), resp. 40 292 ha (1989).

Od roku 1950 pravidelně vycházel ve Statistické ročence údaj o výměře rybníků a MNV v rámci dat o bilanci půdy. Uváděná čísla nejsou příliš přesná, neboť jsou zaokrouhlená na celé tisíce hektarů. Výměra rybníků na území ČR se podle tohoto pramene pohybovala v rozmezí 48–52 tis. ha. Nižší hodnota, 48 tis. ha pochází z let 1950 a 1953, a vyšší (53 tis. ha) z roku 1955. Nejčastěji je však uváděná výměra 51 tis. ha (1957–1965; 1974–1992), resp. 52 tis. ha (1966–1973), viz Graf 1.

Předválečné úrovně produkce ryb bylo dosaženo až na začátku 50. let. V roce 1949 se odhadovala produkce tržních ryb na 3 100 tun, ale již roku 1953 byl vyloven takřka dvojnásobek, a to odhadem 6 000 tun, přičemž řada rybníků nebyla ještě v příliš dobrém kulturním stavu [3]. Produkčně nejdůležitějším subjektem se stalo SR, které ze zákona obhospodařovalo všechny rybníky vhodné k chovu ryb. Začátkem 60. let dosahovala produkce ryb kolem 8 000 tun a dál rostla. Zájem konzumenta o těžší rybu (K_4 , nad 2 kg) v 60. letech 20. st. vedl k opětovnému zařazení velkých rybníků do dvouhorkového chovu tržních ryb (K_2 – K_4). Tato změna se pozitivně odrazila na výlovku candáta a štiky [3]. S rostoucí produkcí ryb bylo nutné postupně mechanizovat celé rybníkářství a vybudovat, resp. rekonstruovat sádkovací kapacity, které kapacitně již nestačily.



Graf 1 Průběh dynamiky vývoje výměry rybníků a produkce ryb v ČR v průběhu 20. století.

Ve druhé polovině 60. let byl rozběhnout program šlechtění nových plemen kapra s odpovídajícími růstovými schopnostmi a odolných vůči infekčním nemocem [3,6]. Další prostor ke zvýšení produkce ryb byl spatřován v zavedení nových druhů ryb. Na začátku 60. let byly dovezeny ze Sovětského svazu býložravé ryby: amur bílý (1961) a později také tolstolobec pestrý (1964) a tolstolobik bílý (1965). V roce 1970 pak síh peleď [10]. Očekávalo se, že mají potenciál se vedle kapra podílet 10–30 % na celkové produkci rybníků [3]. Na začátku 70. let dosahovala produkce ryb na území ČR kolem 12 000 tun a na jejich závěru přibližně 13,5 tis. tun. V letech 1976 až 1980 došlo ke zvýšení

podílu kapra lysce z 24 % na 48 %, který byl obzvlášť vyžadován na export. V 80. letech rostla produkce ryb dál až na 17 342 t (1989). Podrobnější údaje o změnách v produkci ryb ve druhé polovině 20. st. ukazují tabulky 1 a 2, které sumarizují nepublikovaná data za Státní rybářství oborový podnik.

Tab. 2 Přehled produkce tržních ryb na území ČR ve 20. století (kg/ha).

roky	celkem	K	L	Š	Ca	Ú	Su	síh	BŽR	ostatní
1929	72,38	69,23	3,11	0,93	0,19	0,01				0,45
1934-1938	91,37	85,79	3,21	1,13	0,68	0,01		0,22		0,34
1965-1969	245,57									
1970-1974	275,36	250,02	11,66	0,78	0,25			5,48		2,86
1975-1979	324,37	289,38	12,12	0,76	0,30		0,15	7,79	1,43	3,32
1980-1984	323,60	285,69	6,58	0,72	0,22		0,10	8,64	3,34	3,89
1985-1989	386,65	338,29	8,29	0,97	0,29			7,53	10,79	5,08
1990-1995	470,99	397,44	7,03	1,32	0,84	0,07	1,09	4,24	15,05	8,84
1996-2000	438,70	383,33	7,85	1,55	0,90	0,04	1,02	2,20	14,89	9,53

6 POSLEDNÍ DEKÁDA 20. STOLETÍ

Po sametové revoluci a transformaci rybářství bylo po dohodě 21 rybářských subjektů (SR) založeno 30. 1. 1991 Rybářské sdružení České Budějovice (RS), od 8. 9. 1999 přejmenované na Rybářské sdružení České republiky. Jeho členské subjekty hospodařily na konci 20. st. přibližně na 33 600 ha rybníční plochy ČR (88 %) a produkovaly 90 % ryb. Na dalších zhruba 6 tis. ha hospodařily nečlenové RS (7 % produkce ryb). Téměř 10 tis. ha rybníků spravovaly organizace rybářských svazů. Zbývající, přibližně 2 tis. ha připadá na různé fyzické a právnické osoby (roční produkce odhadem 600 t ryb – 3 %).

V současnosti je na území ČR odhadem 24 000 rybníků (cca 49 tis. ha) a MNV (z toho 11 tis. MVN) o celkové ploše kolem 52 400 ha. K produkčnímu chovu ryb slouží odhadem 42 000 ha [6]. Souhrnný přehled vývoje rybníční plochy v ČR ve 20. st. ukazuje Graf 1.

Produkce ryb na konci století rostla ze setrvačnosti úspěšného konce 80. let. Další nárůst produkce bylo nově možné umisťovat ve větší míře na západních trzích. Její růst se však zastavil v roce 1992 na úrovni 20 800 tun. Nastupující privatizace rybářských podniků, a s tím spojené změny, vedly k postupnému poklesu produkce ryb, který se podařilo zastavit až v roce 1998 (17 231 tun).

S dvacátým stoletím se české produkční rybnářství rozloučilo výlovkem 19 475 t (2000) [5]. Společenské změny však vedly také k tomu, že noví soukromí vlastníci rybníků přestali zveřejňovat podrobnější data o chovu ryb.

V posledních letech 20. století bylo vystaveno české rybnářství novému problému. Zlepšení životního prostředí po roce 1990, jakož i činnost orgánů ochrany přírody umožňovala opětovné rozšíření rybožravých predátorů: vydry říční a kormorána velkého. Působením predátorů vznikají milionové škody, které jsou nedostatečně kompenzovány. Škody jsou nejlépe patrné na propadu produkce síhů a lína, kromě sporadického a lokálního nedostatku násad kapra.

7 POUŽITÍ „ZÁVADNÝCH LÁTEK“ A INTENZIFIKACE CHOVU

První pokusy o zvýšení produkce ryb sahají do konce 19. století, kdy na Třeboňsku začal J. Šusta provádět pokusy s příkrmováním a hnojením rybníků. V poslední dekádě 19. st. se na Třeboňsku byly obsádky ryb již pravidelně příkrmovány. Díky tomu došlo v krátké době prakticky ke zdvojnásobení čistých výnosů z rybníkářství [3]. To bylo bezesporu velkým impulzem pro intenzifikaci rybníkářství i v jiných oblastech ČR. Do nového století tedy vstupují rybníkáři s poznatky o možnostech provádění „intenzifikačních opatření“. Bylo to především příkrmování, vápnění a použití superfosfátu. Na tyto oblasti se zaměřoval rovněž tehdejší výzkum. Výsledky jsou publikovány průběžně v odborném tisku a doprovázeny patřičnou reklamou (superfosfát a další anorganická hnojiva). Použití organických hnojiv bylo spíše okrajové, neboť toto nacházelo uplatnění především v polním hospodářství. Určitou výjimku představují komposty, které byly vyráběny z posečených makrofyt z místních zdrojů a obohacovány o superfosfát a vápno. V období první světové války se stala krmiva (lupina byla hlavně z dovozu) a hnojiva hůře dostupnými a jejich užití bylo proto výrazně omezeno. Propad produkce s tím spojený se snažili někteří chovatelé brzdit zvýšeným využitím kompostů.

První ucelenější sadu dat o použití „závadných látek“ v rybníkářství máme až z let 1929/30 [2]. Krmiv bylo spotřebováno celkem 4 889 592 kg, tedy cca 110,64 kg/ha. Dominantní byly luštěniny, zejména lupina 82,1 %, obiloviny tvořily jen 7,9 % a ostatní jaderná krmiva 10,0 %. Vápna bylo užito celkem 2 697 845 kg, tedy přibližně 61 kg/ha. Organických hnojiv se spotřebovalo 1 526 110 kg, tedy v průměru 34,53 kg/ha. Spotřeba anorganických hnojiv byla nízká jen cca 8,77 kg/ha (387 558 kg), z toho 65,71 % připadalo na superfosfát; 19,26 % na Thomasovou moučku; 12,27 % na draselné soli a 2,76 % na kainit

[2]. Množství použitých krmiv a hnojiv rostlo až do konce 30. let. 20. století [7,8], viz Tab. 3.

Po druhé světové válce, díky nedostatku masa, byla snaha státu zvyšovat produkci ryb. Opět se začalo výrazněji vápnit. Používala se organická a průmyslová hnojiva. Obsádky byly přikrmovány, což umožnilo jejich postupné navyšování. Rychlený plůdek (K_r) dovoloval vyrábět těžkou násadu K_2 , která byla dál chována jen na jedno horko (lehká tržní ryba – K_3). To však neprospělo chovu vedlejší druhů ryb [3]. Od roku 1949 se začal na rybnících zkoušet také chov kachen. Kaprokachní systém se osvědčil a záhy došlo k jeho rozšíření. Chov kachen (200–300 ks/ha) zvyšoval přirozenou produkci rybníků o 40–70 kg/ha. Navíc u drůbeže docházelo k úspoře krmiv na úrovni 10–30 %. Díky volnému výběhu došlo kachnami k likvidaci nežádoucích ponořených rostlin a larev hmyzu [3]. V socialistickém hospodářství, byla plánována a realizována spotřeba krmiv do výše 1,75 RKK z fondu krmiv MZe (k tomu nad 1,75 taky krmiva z místních výskytů) na přírůstek kapra, lína a síhů. Proto za dvacet let (1969-89) došlo ke zdvojnásobení jejich spotřeby z 359,84 na 732,83 kg/ha. Dalšímu nárůstu jejich spotřeby nastal pravděpodobně až na konci století, ale o jeho míře nejsou k dispozici hodnověrné údaje. Ve stejném období došlo rovněž ke zvýšení spotřeby vápenných preparátů, ale jen o cca 17 %. Obdobně se vyvíjela i spotřeba organických hnojiv, jež se zvýšila o 37,6 %, zabezpečovaná z místních zdrojů. Naproti tomu spotřeba průmyslových hnojiv výrazně klesla, a to až o 93 % (Tab. 3). V obecné rovině se dá předpokládat, že na konci století spotřeba hnojiv z ekonomických důvodů spíše klesala.

První problémy při další intenzifikaci chovu ryb nastaly na začátku 80. let. Způsoboval je nesoulad mezi zákonem o rybářství, který ukládal rybářům usilovat o maximální produkci ryb, a zákonem o vodách, který se snažil o zlepšení kvality vod a spatřoval v rostoucí aplikaci hnojiv, a především krmiv, určitá rizika. Četná jednání, ale také poznání ze strany rybářů, že voda v rybních je již dostatečně zásobena živinami z povodí, došlo k postupnému omezování aplikace průmyslových hnojiv. Množství krmiva bylo limitováno i nadále přiděly [5].

Tab. 3 Přehled užití krmiv a hnojiv na území ČR ve 20. století (kg/ha).

roky	Krmiva rostlinná	Krmiva živočišná	RKK*	Vápenatá hnojiva	Organická hnojiva	Průmyslová hnojiva**
1929	108,18		1,12	59,69	33,76	8,57
1934-1938	177,49	4,83	2,05	62,38	75,83	15,89
1965-1969	359,84		1,43	487,00	2 460,00	141,4
1970-1974	461,60		1,59	496,80	1 998,40	109,40
1975-1979	595,02		1,76	424,20	1 606,60	59,20
1980-1984	627,47		1,85	543,20	3 994,00	12,12
1985-1989	732,83		1,84	569,60	3 384,00	9,51

* počítaná na přírůstek kapra, lína a síhů, **hlavně superfosfát

8 SLOVO NA ZÁVĚR

V průběhu prakticky celého 20. st. byl kromě politicko-ekonomických událostí, dostupnosti materiálových vstupů, také v řadě případů limitujícím faktorem produkce ryb v ČR nedostatek plůdku a násad (např. 1912-13; 1928-29; 1940–45; 1979–81). Ten se projevoval propadem produkce tržních ryb u SR o.p. na přelomu 70. a 80. let 20. st. Důvodem byl pokles přežití K_0 v prvním roce života z obvyklých 12,3 % (1976/77) jen na 3,4 % (1980/81) [6]. Po tomto zjištění došlo vedle navýšení výměry plůdkových výtažníků na 10 % z celkového stavu rybníků, k řadě technologických a šlechtitelských opatření ke zlepšení přežití plůdku a násad kapra. Větší pozornost byla věnována žaberním nekrózám, vyvolávaným důsledky vysokého živinového zatížení povrchových vod. Odštěpné závody SR přecházely na chov lehké „zadržené“ násady K_2 (0,10–0,15 kg) bez přelovení ve věku jednoho roku (K_1). Stavby těchto násad měly tlumit případné výpadky v chovu plůdku.

Produkcí tržních ryb omezovala v období 60.–70. let také jarní virémie, jejíž etiologie byla definitivně objasněna, ale kromě preventivních opatření její terapie není doposud vyřešena [3,5].

Kromě biotických (nemoci, predátoři), abiotických (počasí) faktorů a politických událostí (váleky) omezoval nebo naopak stimuloval produkci ryb v průběhu celého století především trh a otevření hranic. Při rostoucím zájmu a poptávce po rybách je předpoklad přiměřeného růstu produkce ryb v rámci udržitelné rybníční akvakultury, která vychází přinejmenším z vyrovnané bilance živin vynaložených a vytěžených z rybníčních ekosystémů.

Literatura

- [1] MOKRÝ, Theodor. Povaha rybníkářství českého na počátku XX. Století a jeho národohospodářský význam. Československý zemědělec. 1–2 (IX). 1927. 14 s.
- [2] Sčítání zemědělských závodů v Republice československé podle stavu dne 27. května 1930. Díl IV., Závody s lesní půdou, závody zahradnické a závody s rybníky. Československá statistika, sv. 135. Praha. Statní úřad statistický, 1936. s. 183–197.
- [3] BERKA, Rudolf. České produkční rybníkářství. České Budějovice. Rybníkářské sdružení České republiky. 2000. 56 s.
- [4] PÁNEK, Čestmír. Naše rybníkářství v nových poměrech. Československý rybář. č. 1. 1939. s. 1-2,4.
- [5] Kolektiv autorů, České rybníky a rybníkářství ve 20. století. České Budějovice. Rybníkářské sdružení České republiky. 2015. 336 s.
- [6] ANDRESKA, Jiří. Lesk a sláva Českého rybníkářství. Pacov: NUGA. 1997, 166 s. ISBN 80-85903-06-7.
- [7] VÁCLAVÍK, B. Výsledky rybníkářství za rok 1936. Československý rybář. č. 3. 1937. s. 37–42.
- [8] VÁCLAVÍK, B. Výsledky rybníkářství za rok 1938. Československý rybář. č. 3. 1939. s. 38–45.
- [9] ŘÍHA, J. Co bylo vykonáno v našem rybníkářství za rok 1946. Československý rybář. č. 2. 1947. s. 21–23.
- [10] HARTMAN, Pavel., REGENDA, Ján. Praktika v rybníkářství. Vodňany: FROV JU. 2016. 375 s. ISBN 978-80-7514042-5.

Poděkování

„Výsledky byly získány za finanční podpory MŠMT projektu CENAKVA (CZ.1.05/2.1.00/01.0024) a projektu CENAKVA II (LO1205 v rámci programu NPU I)“.

JAK FUNGUJÍ RYBNÍKY S RYBAMI A "RYBNÍKY" BEZ RYB, PŘI NÍZKÉ A VYSOKÉ ÚROVNI ŽIVIN

FISHPOND FUNCTIONING - WITH OR WITHOUT FISHSTOCK AT LOW OR
HIGH NUTRIENT LEVEL

**Libor PECHAR^{1,2}✉, Marek Baxa^{1,2}, Zdeňka Benedová¹, Martin
Musil^{1,2}, Jan Pokorný¹**

¹ENKI o.p.s., Třeboň

²Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, Katedra krajinného
managementu, Laboratoř aplikované ekologie

✉lpechar@zf.jcu.cz

Abstract

“Top-down” regulation is a widely used term for the phenomenon whereby fish stock is the main controlling factor of plankton. This has been regularly observed in Czech fishponds for more than fifty years. However, during the last decade situations have been frequently observed which do not correspond to the concept of the “top-down” mechanism. An advanced level of eutrophication, the more frequent occurrence of cyanobacterial blooms as well as changes in fishery management result in the observed changes in the fishpond plankton structure. The possibility to regulate through fish stock and plankton structure of the whole fishpond biocenosis seems to be weaker.

Keywords: fishpond management, fishpond ecosystem, top-down regulation

1 ÚVOD

V České republice, s výjimkou šumavských ledovcových jezer a několika lokalit, jako je např. Mladotické jezero, jsou všechny další větší vodní plochy vybudované člověkem. Rybníky jsou nejčastějším typem stojatých vod v Čechách a na Moravě. V současnosti představují plochu více než 50 tis ha. Avšak v minulosti byly počty rybníků mnohem větší a v době největšího stavebního rozmachu rybníkářství (v 16. století) celková vodní plocha rybníků činila 180 tis ha.

Je nasnadě, že jejich význam se také odráží v míře pozornosti, kterou společnost rybníkům věnuje. Stejně jako vlastní rybníkářství, tak i zájem společnosti prochází periodami, kdy je velký a kdy zájem a pozornost jsou menší. V obdobích rozvoje se zpravidla intenzivně shromažďují poznatky a zkušenosti. Takový proces zpravidla dá vzniknout soubornému dílu jednotlivců nebo kolektivů, které shrnuje znalosti daného období. V 16. století to byla první rybníkářská kniha "O rybnících" sepsaná Dubraviem, která vyšla v Norimberku roku 1547. Na dlouhou dobu tato práce určovala zásady rybníkářské praxe. Dalším milníkem bylo působení Josefa Šusty v Třeboni na konci 19. století. Jeho práce položily základ modernímu rybářství. Také v minulém (20.) století se střídala období pozornosti a rozvoje rybníkářství a léty, kdy zájem opadal. Do 40. let doznival vliv poznatků, které do praxe zavedl Šusta. Od 50. let, větší technologické možnosti, mechanizace a relativně levná průmyslová hnojiva, umožnily nástup intenzifikace, pozornost se soustředila na rychlé zvyšování produkce ryb.

Na přelomu století, k poznání a rozvoji rybníkářství přispěly kontakty mezi rybáři-hospodáři a badateli (Šusta znal osobně A. Friče, kustoda zoologických sbírek Národního muzea). V té době vznikla řada studií, která vycházela v Archivu pro přírodovědný výzkum Čech, rybníky a vodní živočichové i rostliny byly předmětem intenzivního studia. Také v 50. a 60. letech přispěla významně česká hydrobiologie k poznání jak rybníky fungují - tj. jaké principy a zákonitosti určují strukturu rybníční biocenózy a její produkční charakteristiky. V 60. a 70. letech se opět na rybníky soustředila velká pozornost. Jednak docházelo k nejrychlejšímu nárůstu intenzity hospodaření a zároveň rybníky byly jednou z důležitých modelových lokalit v rámci Mezinárodního Biologického Programu (UNESCO). Výsledkem bylo opět významné shrnutí znalostí, jehož klíčovým momentem byl - objev - popis velikostně selektivní predace doc. J. Hrbáčkem [1]. Následně vyšly dvě zásadní publikace Pond littoral ecosystem [2] a Carp pond of central Europe [3].

2 FUNGOVÁNÍ MÍRNĚ EUTROFNÍCH RYBNÍKŮ - 60.-70. LÉTA 20. STOLETÍ

V tomto období byla rybí obsádka absolutně rozhodujícím faktorem, který určoval, jak bude vypadat - fungovat celá rybníční biocenóza. Velmi dobrým příkladem tohoto rozhodujícího vlivu rybí obsádky bylo pravidelné střídání sezóny s „čistou“ vodou, tj. s průhledností v průměru větší než 1,5 m a sezóny, kdy průhlednost vody klesla v průměru na 0,6 v důsledku rozvoje fytoplanktonu. Pravidelné střídání, jeden rok s „čistou“ vodou a druhý se „zeleně“ zakalenou

vodou bylo navozeno důsledným dodržování dvouhorkového hospodářského cyklu (na dvě horka, tj. nasazení, dvě letní sezóny a po té výlov).

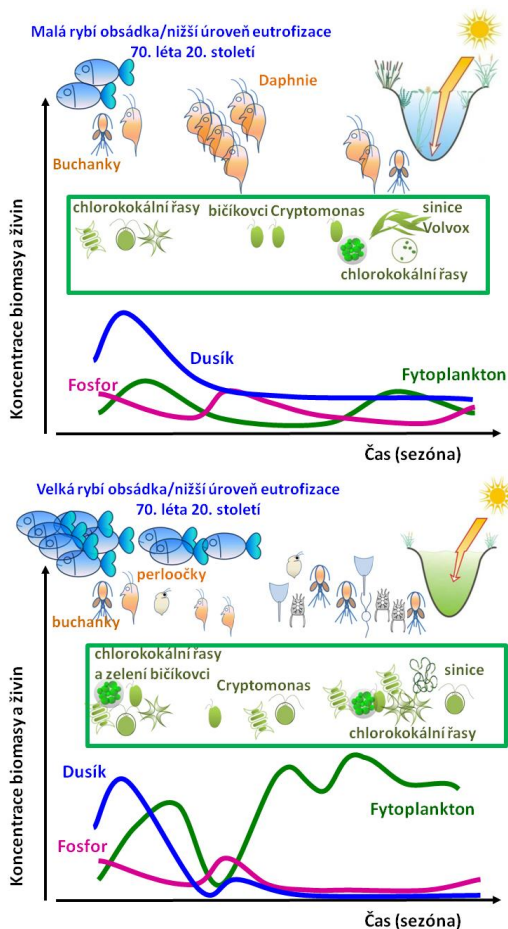
V prvním roce cyklu mohla být rybí obsádka sice početná (800 – 1000 ks/ha), ovšem celková biomasa násady (zpravidla K1, jednorozční kapr) byla nízká. Zooplankton byl proto v prvním roce pod minimálním žracím tlakem ryb a velké perloočky rodu *Daphnia* (*D. pulicaria*) převládaly po většinu sezóny. V předjarním období nastával zpravidla mírný růst drobného fytoplanktonu, tvořeného hlavně zelenými řasami, bičíkovci a rozsivkami. Jeho rozvoj byl ukončen koncem dubna, začátkem května. Příčinou bylo zvýšení teploty a intenzivní filtrační aktivita (predační tlak) rostoucí populace velkých perlooček. Množství fytoplanktonu pokleslo na velmi nízké hodnoty a průhlednost vody často přesahovala 3 m. Tento stav je označován jako období čisté (někdy čiré) vody a trval asi 1 - 2 měsíce. Biomasa fytoplanktonu kontrovaná velkými dafniemi zůstávala i během letní sezóny poměrně nízká a průhlednost dosahovala spolehlivě hodnot vyšších než 1 m. Určité riziko představovala možnost rozvoje vodního květu. Rozsah vodního květu sinic byl ovlivňován aktuálními podmínkami, jako je počasí, teplota, nabídka živin apod. Ale jen výjimečně představoval dramatické zhoršení kvality vody.

Ve druhém roce hospodářského cyklu byla rybí obsádka početně poněkud nižší (v důsledku přirozených ztrát), ale biomasa byla až o řád vyšší než v prvním roce cyklu. Intenzivní predací tlak ryb způsobil eliminaci velkého zooplanktonu a jeho nahrazení drobnými druhy (perloočky *Daphnia galeata*, *Bosmina*, buchanky a vírníci), které nejsou schopné omezit rozvoj fytoplanktonu. Fytoplankton vytvářel zřetelně silný jarní a letní vegetační zákal chlorokokálních řas, bičíkovců nebo rozsivek a drobných sinic, s krátkým obdobím čisté vody zpravidla v květnu [4]. Podobné výsledky byly zaznamenány také na třeboňských rybnících [5] (Obr 1).

V období 70. let, došlo k dosažení do té doby nejvyšší produkce ryb (kapra), v celorepublikovém průměru 500 – 600 kg/ha, na těchto hodnotách se produkce drží dosud. Je třeba však zdůraznit, že některé rybníky dosahovaly produkce 1200 – 1500 kg/ha, aniž by se z hlediska kvality vody vymykaly popisu, který je pro dvouhorkové hospodaření uvedený výše.

Spolehlivě předpověditelný vliv rybí obsádky na celý rybníční ekosystém byl výsledkem dosažení rovnováhy mezi úrovní živin (fosfor a dusík) a produkčním potenciálem rybníční biocenózy. Hlavní část toku energie a látek v trofické struktuře byla zajištěna velmi účinným přenosem od primárních producentů (fytoplankton) ke konzumentům prvního řádu (zooplankton – velké perloočky rodu *Daphnia*) a následně k rybám. V takové situaci rybí obsádka spouští "top-down" kaskádovou regulaci všech nižších úrovní v trofické struktuře rybníčního ekosystému. V konečném důsledku se vliv ryb projeví na

fyzikálně-chemických vlastnostech vody (průhlednost) i na distribuci dostupných živin, tj. sloučenin a forem fosforu a dusíku.

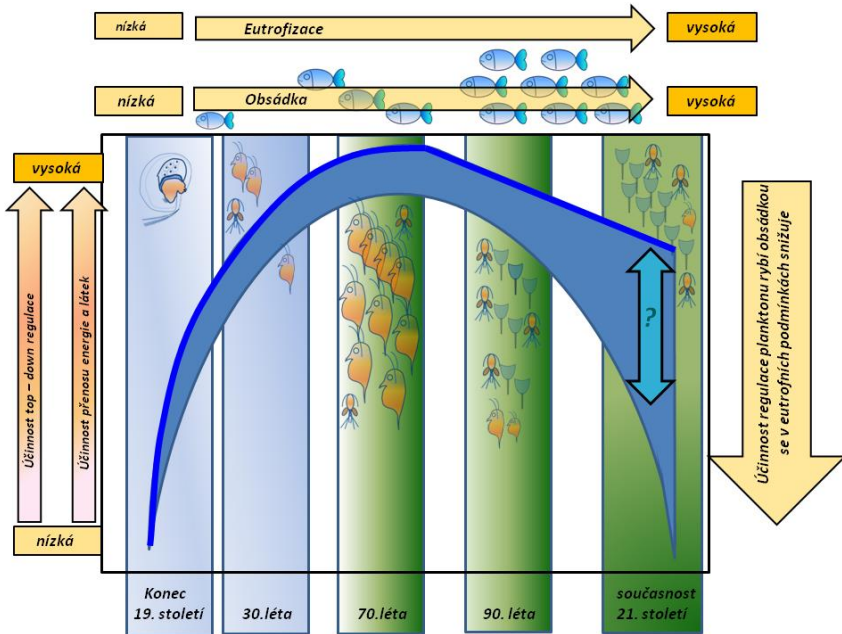


Obr. 1 Schéma sezónního vývoje planktonu, koncentrací dostupných živin (N a P) a průhlednosti v rybnících s nižší živinovou zátěží a malou (nahore) či velkou (dole) rybí obsádkou (70. léta 20. století)

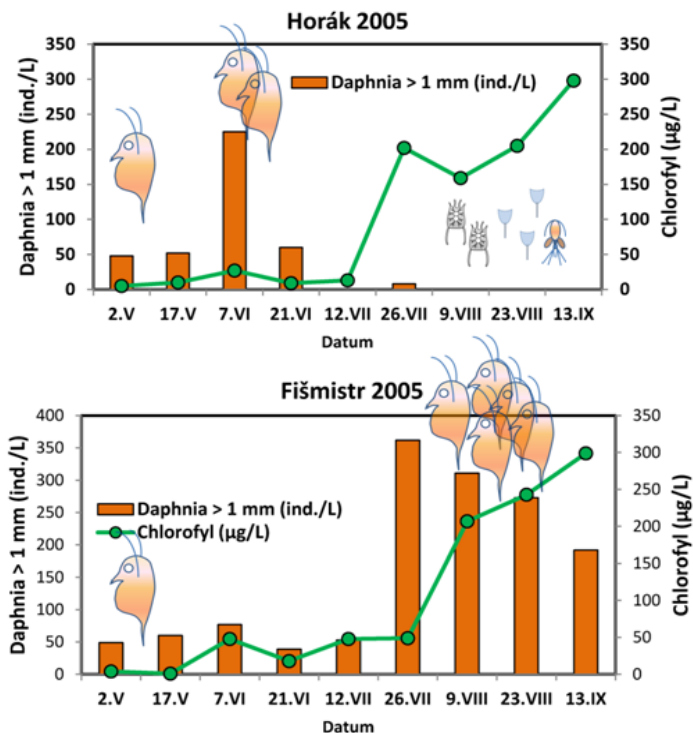
3 ZMĚNY V POSLEDNÍCH DESETILETÍCH 20. STOLETÍ - DOSAŽENÍ HYPERTROFIE?

Také v minulém století, v posledních desetiletích poněkud poklesl zájem o rybníky. Z hydrobiologického hlediska výzkum rybníků již nebyl tolik

akcentován. Rybářská praxe po zkušenostech z úspěšného období rozvoje a zvyšování produkce pokračovala v zavedeném způsobu hospodaření. Zdálo se, že se na rybnících toho příliš neděje. I když určité signály o změnách tu byly z komunity ochrany přírody (úbytek vodních ptáků, ztráty některých botanicky významných lokalit), ale i od rybářů, to když se upustilo od chovu marén. Ve skutečnosti, a trochu nepozorovaně, došlo k dalšímu a velmi zásadnímu posunu a dosažení dalšího stupně eutrofizace – hypertrofie. Je třeba zdůraznit, že rybářské hospodaření nebylo zdaleka jedinou příčinou tohoto posunu. Celkově intenzivnější zemědělské hospodaření i vliv komunálních odpadů způsobil, že krajina se stala přesycená fosforem [6].



Obr 2 Schéma změn planktonu a účinnosti vlivu rybí obsádky (top-down regulace). Na počátku 20. stol. doznívá období, kdy řada rybníků měla plankton i celou biocenózu podobné mělkým mezotrofním jezerům. Zvyšování úživnosti se projevilo v celkově větší produktivitě ekosystému, v dominanci velkých perlooček rodu *Daphnia*. Tato struktura planktonu umožňovala velmi efektivní produkční proces a vysokou účinnost využití primární produkce do produkce ryb. To je znázorněno modrou křivkou, která kulminuje v 70. letech minulého století. Modrá plocha pod ní, naznačuje míru variability a nejistoty v účinnosti top-down regulace. Účinnost tohoto mechanismu klesá se zvyšující se mírou eutrofizace a zároveň se zvyšuje i rozsah nejistoty.



Graf 1 Sezónní změny v množství fytoplanktonu (vyjádřeno jako koncentrace chlorofylu) a v abundanci velkých perlooček rodu *Daphnia*. Rybník Horák, eliminace perlooček rybí obsádkou umožní nárůst fytoplanktonu: platí "top-down" regulace, rybník Fišmistr, během sezóny rostoucí populace perlooček rodu *Daphnia* není schopná omezit enormní nárůst fytoplanktonu: "top-down" regulace nefunguje. Data J. Potužák [9]

Rybníční ekosystémy reagovaly na vyšší míru eutrofizace nárůstem biomasy a zvýšením celkové produkce především fytoplanktonu, vláknitých řas a některých druhů vodních a mokřadních rostlin. Zároveň začíná být patrná tendence k druhovému zjednodušení jak planktonu, bentosu i litorálních společenstev. Výskyt velkého zooplanktonu se stává ojedinělý, biomasa fytoplanktonu dosahuje extrémních hodnot a průhlednost vody klesá v letním období na několik málo desítek cm. Zhoršené světelné podmínky umožňují dominanci sinic, kterým tato situace vyhovuje. Velká biomasa fytoplanktonu a tudíž vysoká primární produkce však ukazuje na nízkou efektivitu jejího využití. Potvrzuje to skutečnost, že produkce ryb zůstává od poloviny 80. let více méně

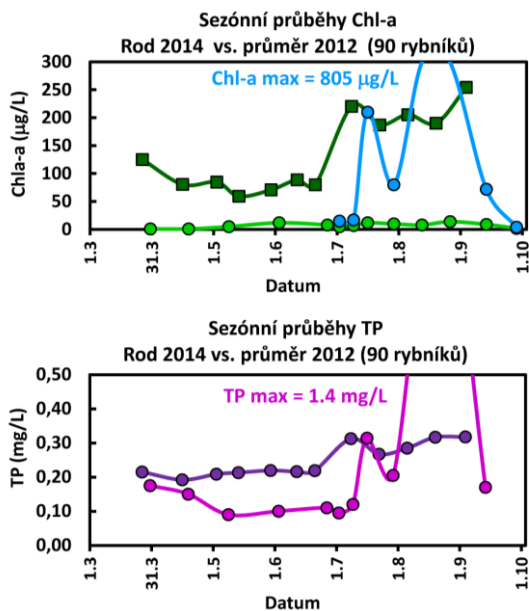
na stejné úrovni. Také množství a druhové složení zooplanktonu neodráží enormní nárůst biomasy fytoplanktonu. Je velmi pravděpodobné, že posun v druhovém složení fytoplanktonu a nárůst jeho biomasy i aktivity velmi snížil efektivitu přenosu látek a energie do vyšších trofických struktur. Tím se do značné míry ruší klíčový vliv rybí obsádky na nižší trofické úrovně. Dobrým příkladem této změny ve fungování rybníčních ekosystémů jsou podivné situace ne zřídka zaznamenané v posledních 15 letech. Opakovaně se vyskytují velké perlooček rodu *Daphnia*, přestože rybí obsádka je vysoká. Zároveň je přítomen velmi hojný fytoplankton. Takové situace jsou zcela v rozporu s „top-down“ konceptem regulace rybníční biocenózy (Graf 1).

Tyto poznatky potvrzují teoretické předpoklady, které formuloval Carney [7], že účinnost top-down regulace klesá jak v podmínkách oligotrofie, kdy ekosystém je limitován živinami, tak v případě hypertrofie (Obr. 2). A to je současná situace vysoce eutrofních a hypertrofních rybníků. Regulační kapacita zooplanktonu se stává menší, než je produkční potenciál fytoplanktonu. Zároveň je značná část primární produkce realizována v tzv. bakteriální smyčce a to znamená, že není využita pro transfer do vyšších trofických úrovní a do produkce ryb. V takových podmínkách je vliv rybářského hospodaření daleko méně účinný, a změny ve velikosti a struktuře rybí obsádky nebudou mít takový efekt, jako tomu bylo v 70. letech. Další komplikací, která snižuje efekt změn ve velikosti rybí obsádky je výskyt invazních druhů ryb jako střevlička východní (*Pseudorasbora parva*) a karas stříbřitý (*Carrasius auratus*). Při snížení obsádky kapra tyto druhy využijí volnější niku a jejich efekt na plankton i bentos je devastující [8].

4 JAK DOPADNE SILNĚ EUTROFNÍ RYBNÍK BEZ RYB?

Nicméně radikální změna, jako je úplné vyloučení obsádky kapra, se projeví i v případě vysoce eutrofního rybníka. Příkladem je ponechání rybníka Rod bez kapří obsádky v letech 2014-2015. V obou sezónách byl vývoj planktonu a obraz rybníčního ekosystému výrazně odlišný od běžného stavu třeboňských rybníků. V roce 2014 byl velký dafniový plankton přítomen po celou sezónu. V létě však nastal velmi intenzivní rozvoj vodního květu sinice *Aphanizomenon flos-aquae*. Jeho biomasa vyjádřená jako koncentrace chlorofylu dosáhla v maximu 800 $\mu\text{g/l}$. Zároveň se do vody uvolnilo extrémní množství rozpuštěného reaktivního fosforu (měřítko potenciálně dostupného fosfátového P). Spolu s fosforem v biomase sinic dosáhla koncentrace celkového fosforu ve vodě mimořádně vysoké hodnoty 1,4 mg/l (Graf 2, Obr. 3). Také v roce 2015 převládal až do poloviny srpna velký zooplankton a průhlednost vody byla zřetelně vyšší než maximální hloubka rybníka (1,9 m). Od června však nastal nárůst ponořené

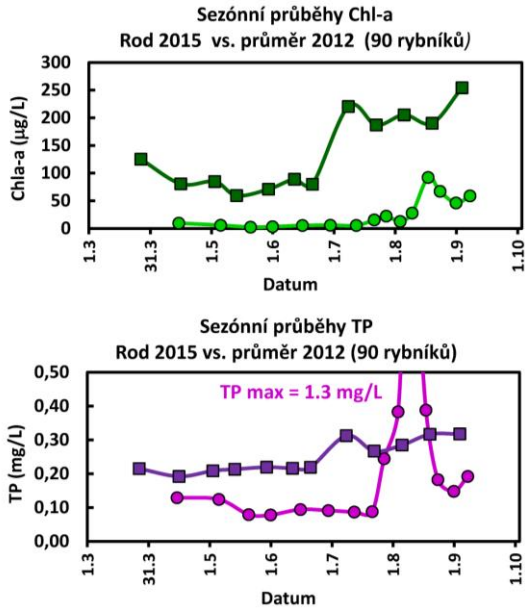
makrovegetace, kterou kromě vláknitých řas tvořil hlavně růžkatec ostnitý (*Ceratophyllum demersum*). V době maximální biomasy byl růžkatec na 1/3 plochy rybníka a jeho biomasa dosahovala v průměru 0,35 g sušiny/m². Tato biomasa vázala celkem 86 kg fosforu. Spolu s koncentrací celkového P ve vodním sloupci je bilance aktivovaného fosforu podobná jako v roce 2014. Přepočtem z biomasy makrovegetace na objem vody vychází koncentrace celkového fosforu na 1,3 mg/l. To jsou hodnoty 4-5x vyšší než je dlouhodobý průměr na třeboňských rybnících, a více než 2x vyšší než dosud zaznamenané maximální sezónní hodnoty (Graf 3, Obr. 3). Nicméně na enormní potravní nabídku (plankton, patrně i bentos a rostlinná biomasa) zareagovali vodní ptáci a zejména potápivé kachny v roce 2014 a v roce 2015 i herbivorní druhy [10].



Graf 2 Sezónní změny v množství fytoplanktonu (vyjádřeno jako koncentrace chlorofylu) a koncentrace celkového fosforu. Tmavě zelená křivka - průměrné koncentrace chlorofylu během sezóny 2012 z 90 lokalit, světle zelená křivka - sezónní průběh Rod 2014, modrá znázorňuje koncentraci chlorofylu během vodním květu sinice *Aphanizomenon flos-aque*. Tmavě fialová křivka - průměrné koncentrace celkového fosforu (TP) během sezóny 2012 z 90 lokalit, světle fialová křivka - sezónní průběh Rod 2014.



Obr. 3 *Aphanizomenon flos-aquae*, vložky jsou dlouhé 1-3 cm, Rod 2014 (vlevo, foto R. Lhotský); Růžkatec ostnité (*Ceratophyllum demersum*), Rod 2015 (vpravo, foto A. Petrů)



Graf 3 Sezónní změny v množství fytoplanktonu (vyjádřeno jako koncentrace chlorofylu) a koncentrace celkového fosforu. Tmavě zelená křivka - průměrná koncentrace chlorofylu během sezóny 2012 z 90 lokalit, světle zelená křivka - sezónní průběh Rod 2015. Tmavě fialová křivka - průměrné koncentrace celkového fosforu (TP) během sezóny 2012 z 90 lokalit, světle fialová křivka - sezónní průběh Rod 2015, maximum zahrnuje přepočtený vázaný fosfor v makrofytech na objem vody v rybníce.

5 SOUHRN

Výsledek ekosystémového experimentu na rybníce Rod prokázal, že vyloučení kapří obsádky a minimální nasazení rybníka (v tomto případě generačním línem a candátem) má zásadní dopad na rybníční ekosystém. Může tak navodit příznivé podmínky z hlediska ochrany některých skupin organismů vázaných na tyto biotopy. Na druhé straně se ukázalo, že takové opatření může v podmínkách vysokého stupně eutrofizace způsobit drastické zhoršení kvality vody, nejen z hlediska chovu ryb (např. kyslíkové deficity a vysoké pH) ale i z hlediska limitních koncentrací dusíku a fosforu pro vodoprávní hodnocení kvality rybníčních vod.

Je zřejmé, že možnosti ovlivnit stav rybníčního ekosystému rybářským hospodařením (tj. snížením hnojení a krmení a stejně tak úpravou rybí obsádky), jsou v současných podmínkách daleko méně účinné, než tomu bylo v 70. letech minulého století. Zlepšení kvality vody v rybnících i zlepšení celkového ekologického stavu rybníků bude dlouhodobý proces postupného snižování živinové zátěže. Rybářské hospodaření k tomu může významně přispět, pokud vstupy živin, především fosforu z hnojení, krmení budou menší než výstupy ve formě vylovených ryb. Stejně tak je třeba aktivně zasahovat v povodí, aby se snížily nekontrolovatelné vstupy živin do rybníků.

Literatura

- [1] HRBÁČEK, J. *Species composition and the amount of zooplankton in relation to fish stock*. Rozpravy ČSAV 72, 1962. 1-116.
- [2] KVĚT, J., DYKYJOVÁ, D. *Pond Littoral Ecosystems. Structure and Functioning*. Springer Verlag Berlin, 1978, 466 s.
- [3] KOŘÍNEK, V., FOTT, J., FUKSA, J., LELLÁK, J., PRAŽÁKOVÁ, M. *Carp pond of central Europe. Ecosystems of the world 29*, Elsevier Amsterdam, 1987, 29-63.
- [4] FOTT, J., PECHAR, L., PRAŽÁKOVÁ, M. *Fish as a factor controlling water quality in ponds. Developments in Hydrobiology 2*, 1980, The Hague, 255-261.
- [5] KOMÁRKOVÁ, J., FAINA, R., PAŘÍZEK, J. *Influence of the watershed and fish stock upon the fishpond biocenoses. Limnologica 17*, 1986, 335-354.
- [6] DURAS, J., POTUŽÁK, J. *Je vůbec možné, aby byla v rybnících čistá voda. Fórum ochrany přírody 3*, 2016, 31-35.
- [7] CARNEY, J. H. *A general hypothesis for the strength of food web interactions in relation to trophic state. Verh Internat Verein Limnol 24*, 1990, 487-492.

- [8] MUSIL M., NOVOTNÁ K., POTUŽÁK J., HŮDA, J., PECHAR L. Impact of topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) on production of common carp (*Cyprinus carpio*) – question of natural food structure. *Biologia* 69, 2014, 1757-1769.
- [9] POTUŽÁK J. *Plankton and Trophic Interactions in Hypertrophic Fish Ponds*. Doktorská disertační práce, JU v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, 2009, 137 s.
- [10] MUSIL P. Význam "alternativní" rybí obsádky pro populace vodních ptáků: příklad rybníka Rod. *Fórum ochrany přírody* 3, 2016, 17-21.

REVITALIZACE SEDLICKÉHO RYBNÍKA A LUČNÍ STROUHY

REVITALIZATION OF THE SEDLICKÝ RESERVOIR AND OF THE LUCNI STREAM

Iva STRAKOVÁ^{✉1}, Lubomír Neubauer^{✉2}

DIAMO, s. p., o. z. TÚU, Pod Vinicí 84, 471 27 Stráž pod Ralskem
^{✉1} strakova@diamo.cz, ^{✉22} neubauer@diamo.cz

Abstract

The Paper attends to a description of revitalization of the Sedlický reservoir and the Luční stream in the location near Stráž pod Ralskem. The article describes the characteristics of the reservoir and the stream, monitoring of the surface water and the assessment of the ecosystem development in detail. The main function of the reservoir is flood protection, water retention and environmental function. The revitalization process has reduced ammonia nitrogen source in the reservoir and improved water quality in the Luční stream. The results from 2015 indicate positive permanent changes in the biotope.

Keywords: reservoir, dam, spillway, stream, biodiversity, ammonia nitrogen, biotope

1 ÚVOD

V prosinci roku 2013 ukončil DIAMO, s. p., o. z. Těžba a úprava uranu Stráž pod Ralskem investiční akci „Revitalizace Sedlického rybníka a Luční strouhy“. Cílem stavby bylo zlepšení kvality povrchové vody v toku Luční strouha a následně v toku Ploučnice (evropsky významná lokalita Horní Ploučnice a ptačí oblast soustavy NATURA 2000) v ukazateli amoniakální dusík a zvýšení biodiverzity území. [1].

Původní Sedlický rybník z větší části zanikl v rámci stavby odkaliště ve Stráži pod Ralskem v 80. letech minulého století. Zbylá část rybníka pod hrází II. etapy odkaliště dlouhodobě neplnila účely vodní nádrže. V zátopě byla trvale zavodněná pouze stoka, dno nádrže zarostlo ruderální vegetací typickou pro dlouhodobě vypuštěné rybníky, včetně dřevin. Před revitalizací rybníka byl

zbytek původního rybníka z důvodu kontaminovaného sedimentu a nevyhovující kvality povrchové vody provozován v uzavřeném režimu. Dle sledované kvality a množství povrchových vod byly vody buď řízeně vypouštěny do Luční strouhy v množství max. $4,5 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}$ nebo byly zčerpávány k čištění na neutralizační dekontaminační stanici. Pravostranný přítok Ploučnice Luční strouha pod Sedlickým rybníkem byl v celé trase technicky upravený do lichoběžníkového profilu s napřímenou trasou.

2 PODKLADY K ZÁMĚRU, PROJEKTOVÁ DOKUMENTACE STAVBY, SPRÁVNÍ ŘÍZENÍ

Samotnému zpracování projektové dokumentace na stavbu „Revitalizace Sedlického rybníka a Luční strouhy“ předcházelo zpracování posudků „Posouzení vlivu vypouštění vod z prostoru bývalého Sedlického rybníka do Ploučnice“, Ing. Martin Dušek, Liberec, květen 2008 [2], „Posouzení vlivu činnosti s. p. DIAMO na povrchové vody v oblasti Sedlického rybníka se zaměřením na stávající a předpokládaná imisní množství látek souvisejících s činností útlumu těžby uranu v této lokalitě včetně návrhů opatření (ovlivnění toku Ploučnice zejména v ukazatelích N-NH_4^+ a SO_4^{2-})“, Ing. Martin Dušek, Liberec, září 2009 [3] a „Posouzení zdrojů možné kontaminace Luční strouhy a návrh nápravných opatření“, doc. RNDr. Josef Zeman, CSc. a doc. Dr. Ing. Miroslav Černík, CSc., září 2009 [4]. Zpracování projektové dokumentace na stavbu „Revitalizace Sedlického rybníka a Luční strouhy“ bylo podmíněno ve stavebním povolení Městského úřadu Česká Lípa vydaným v červnu 2008 na stavbu vodního díla „Konečné řešení odkaliště Stráž pod Ralskem“. Projektovou dokumentaci pro vydání územního rozhodnutí a stavebního povolení na stavbu „Revitalizace Sedlického rybníka a Luční strouhy“ zpracovala v roce 2012 a. s. Sweco Hydroprojekt. Před vydáním územního rozhodnutí byla Krajským úřadem Libereckého kraje udělena v předmětné věci výjimka ze základních ochranných podmínek zvláště chráněných druhů dle přílohy č. III vyhl. č. 395/1992 Sb., souhlasné stanovisko dle § 45i zák. č. 114/1992 Sb., které konstatovalo, že záměr nemá významný vliv na evropsky významné lokality ani ptačí oblasti a vyjádření z hlediska zákona č. 100/2001 Sb., že záměr nepodléhá posouzení z hlediska vlivů na životní prostředí. V květnu 2012 bylo na stavbu „Revitalizace Sedlického rybníka a Luční strouhy“ vydáno územní rozhodnutí, v říjnu 2012 rozhodnutí o zařazení rybníka do IV. kategorie z hlediska TBD a stavební povolení včetně povolení k nakládání s vodami k jejich vzdouvání a manipulaci.

3 REALIZACE STAVBY, PARAMETRY VODNÍHO DÍLA

Stavba „Revitalizace Sedlického rybníka a Luční strouhy“ byla zahájena v listopadu 2012 externím zhotovitelem AWT Rekultivace a. s. Havířov.

V rámci stavby došlo v zátopě rybníka nejdříve k odbahnění nádrže cca 6 500 m³ kontaminovaného rybníčního sedimentu (SO₄²⁻, N-NH₄⁺). Hlavní stavební objekt tvořila rekonstrukce tělesa hráze délky 70 m, která spočívala ve stabilizaci návodního líce dosypáním homogenní zeminou ve sklonu 1:2,5 a opevněním makadamem, dále v rekultivaci vzdušního líce hráze a v úpravě nutné části koruny hráze v místě nově budovaného sruženého objektu a výpusti z rybníka.



Obr. 1 Výstavba sruženého objektu s výpustí v tělese hráze



Obr. 2 Revitalizovaný Sedlický rybník s litorálním pásmem

Součástí úprav nádrže byla dále výstavba nového sdruženého objektu dvoudlužového požeráku s bezpečnostním přelivem o kapacitě $2,31 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ s vybudováním nové výpusti z rybníka OC DN 1000 mm (Obr. 1). Původní výpust z rybníka byla kameninová DN 600 mm. Tím kromě převádění běžných denních průtoků došlo také k zajištění převádění N-letých průtoků povrchových vod až do hodnoty Q_{20} ($3,38 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). Objem vody v revitalizovaném rybníce při hladině normálního nadržení je $8\,715 \text{ m}^3$ se zatopenou plochou $8\,440 \text{ m}^2$. Celkový objem vody v nádrži po kótu bezpečnostního přelivu (ovladatelný retenční prostor) činí $12\,376 \text{ m}^3$ a celkový objem vody v rybníce při hladině maximálního nadržení (dosažení výšky koruny sdruženého objektu) je $18\,259 \text{ m}^3$ se zatopenou plochou nádrže $10\,211 \text{ m}^2$. V zátopě rybníka bylo zhruba na jedné čtvrtině celkové plochy zřízeno pozvolné mělké příbřežní pásmo částečně osázené mokřadní vegetací (Obr. 2).

Součástí stavby revitalizace rybníka byly rovněž dva nové nápusťní objekty se souhrnnou kapacitou $2 \times 50 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$. Voda se do nádrže z vnějších záchytných příkopů odkaliště převádí bočními přelivy, které byly zřízeny podél stávajících příkopů. Vzdouvací konstrukce jsou hrazené dlužemi. V případě potřeby je možné vodu vypouštět do Luční strouhy obtokem mimo nádrž.

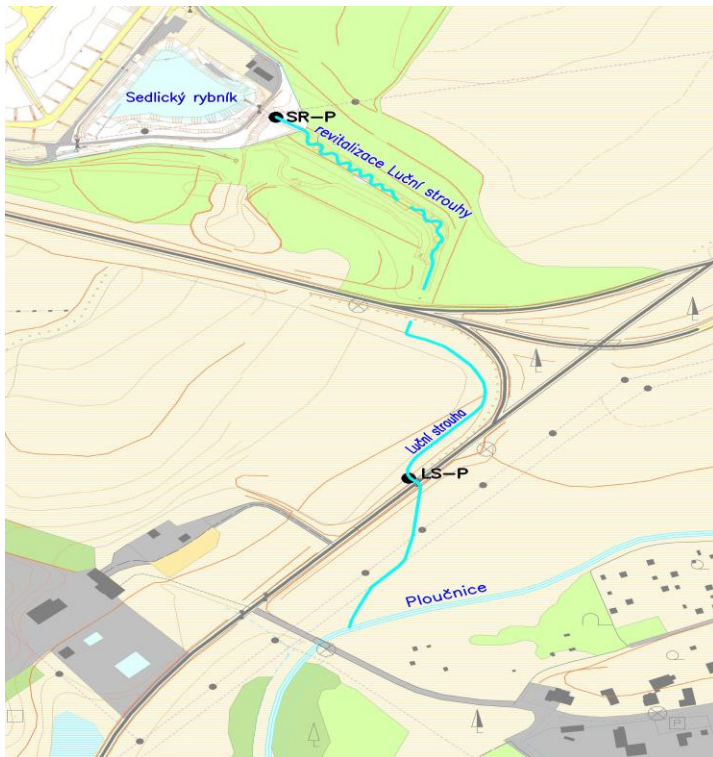
Množství povrchové vody vypouštěné z rybníka do Luční strouhy je za vybudovaným vývarem betonové konstrukce měřeno nově osazeným Parshallovým žlabem s parametry $Q \text{ } 1,52 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1} - 168 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$.

Dalším samostatným stavebním objektem kromě úprav nádrže byla revitalizace navazujícího vodního toku ve správě DIAMO, s. p. Luční strouhy (Obr. 3). Úpravy toku spočívaly ve zmeandrování a vyměření zhruba 300 m regulovaného a napřiměného koryta hned pod výpustí z rybníka s vytvořením tří neprůtočných tůní a jedné tůně průtočné. Břehy toku a tůní byly osázeny mokřadní vegetací (rákos obecný, skřípinec jezerní, orobinec úzkolistý, orobinec širokolistý, kosatec žlutý, žabník jitrocelový, ostřice obecná a ostřice měchýřkatá). V nivě potoka byla provedena doplňující výsadba původními druhy dřevin (dub letní, lípa malolistá a habr obecný).

Stavba „Revitalizace Sedlického rybníka a Luční strouhy“ byla ukončena v prosinci 2013. V únoru 2014 byl schválen provozní a manipulační řád vodního díla.



Obr. 3 Revitalizace části toku Luční strouha pod hrází Sedlického rybníka



Obr. 4 Monitorovací místa kvality povrchové vody pod nádrží a v Luční strouze

4 ÚČEL STAVBY, MONITOROVÁNÍ KVALITY A MNOŽSTVÍ POVRCHOVÝCH VOD V ZÁJMOVÉM ÚZEMÍ, VYHODNOCENÍ VÝSLEDKŮ MONITOROVÁNÍ, PRAVIDELNÝ BIOLOGICKÝ PRŮZKUM

Účelem revitalizace Sedlického rybníka a Luční strouhy bylo zejména zlepšení kvality povrchových vod v zájmovém území ve vodním toku Luční strouha v ukazateli amoniakální dusík vlivem fungujících biologických, fyzikálních a chemických procesů při protékání vody kořenovými systémy mokřadních rostlin v nově vzniklém biotopu.

Po dokončení stavby bylo od roku 2014 na monitorovacím místě SR-P, na Parshallově žlabu osazeném na výpusti ze Sedlického rybníka, prováděno měření kvality a množství povrchové vody vypouštěné z nádrže do toku a dále sledování kvality povrchové vody v Luční strouze na monitorovacím místě LS-P (Obr. 4).

Ke zlepšení kvality povrchové vody v rekultivované nádrži došlo zejména odtěžením kontaminovaného sedimentu ze dna zátopy, čímž byl odstraněn významný zdroj znečištění povrchové vody v lokalitě. Kvalita vody v nádrži byla v roce 2014 a v roce 2015 ve všech sledovaných ukazatelích srovnatelná. Na Luční strouze v roce 2015 kvalita vody vyhověla ve všech sledovaných ukazatelích průměrným hodnotám přípustného znečištění povrchových vod dle přílohy č. 3 nařízení vlády č. 61/2003 Sb., v platném znění. Ve srovnání s rokem 2014 došlo v Luční strouze v roce 2015 k dalšímu snížení koncentrace $N-NH_4^+$ o 88,3 % (bilančně o 0,15 t.rok⁻¹). V roce 2015 bylo ze Sedlického rybníka vypuštěno Luční strouhou do toku Ploučnice celkem 281 436 m³ povrchové vody. Průměrný průtok naměřený pod nádrží na Parshallově žlabu činil 8,6 l.s⁻¹ a maximální průtok 68 l.s⁻¹. Porovnání kvality povrchových vod v Sedlickém rybníku a v Luční strouze za období před revitalizací a za rok 2015 ve sledovaných ukazatelích je uvedeno v tabulce 1.

Od ukončení stavby je ve spolupráci s odbornými pracovníky ochrany přírody Krajského úřadu Libereckého kraje uskutečňován každoročně biologický průzkum upravené lokality. Provedené revitalizační úpravy nastartovaly přírodní procesy v území správným směrem a již dva roky po dokončení stavby je možné v biotopu pozorovat chráněné druhy obojživelníků. Z obojživelníků se jedná o ropuchu obecnou, skokana skřehotavého, blatnici skvrnitou a čolka obecného. Z vodních bezobratlých živočichů žijí v pomalu tekoucích a stojatých vodách Sedlického rybníka a Luční strouhy znakoplavky obecné, jepice, okružáci, plovatky a potápníci. V Sedlickém rybníku byl dále zaznamenán výskyt mřenky mramorované. Vodní a mokřadní rostliny žabník jitrocelový, rdest, rdesno hadí

kořen, lakušník, skřípina lesní a sítina rozkladitá, které poskytují úkryt žijícím živočichům, se v lokalitě utěšeně rozrůstají.

Tab. 1 *Vyhodnocení kvality povrchových vod v Sedlickém rybníku a v Luční strouze za období před revitalizací a 2 roky po revitalizaci*

Monitorovací místa	N-NH ₄ ⁺ [mg.l ⁻¹]	N-NO ₃ ⁻ [mg.l ⁻¹]	SO ₄ ²⁻ [mg.l ⁻¹]	RL [mg.l ⁻¹]
Rybník (2010-2013) před revitalizací, aritmetický průměr	9,1	1,9	629,9	1093,5
počet analýz	60	64	48	48
SR-P, rybník (2015) 2 roky po revitalizaci, aritmetický průměr	0,25	4,24	211,8	501,1
počet analýz	12	12	12	12
LS-P, Luční strouha před revitalizací (2010-2013), aritmetický průměr	0,62	5,03	187,20	463,1
počet analýz	16	16	15	16
LS-P, Luční strouha 2 roky po revitalizaci (2015), aritmetický průměr	0,07	4,66	191,41	522,0
počet analýz	12	12	12	12
Hodnoty přípustného znečištění NV č. 61/2003 Sb., příloha č. 3	0,23	5,4	200	750

5 ZÁVĚR

Ke zlepšení stavu životního prostředí v rekultivovaném území došlo zejména odtěžením kontaminovaného sedimentu ze dna nádrže, čímž byl odstraněn zdroj významného znečištění povrchové vody v lokalitě. Realizací stavby „Revitalizace Sedlického rybníka“ byly vytvořeny podmínky pro bezpečné a více variabilní manipulace s vodou v případě havárie a zvýšených povodňových průtoků na vodním díle.

Z dosavadních vyhodnocení výsledků kvality vody v toku Luční strouha po dvou letech od ukončení stavby můžeme konstatovat, že revitalizací Sedlického rybníka a části toku Luční strouha došlo v ukazateli amoniakální dusík ke zlepšení kvality povrchové vody v pravostranném přítoku Ploučnice. Revitalizační úpravy části toku rozšířily nivu Luční strouhy a vytvořily optimální podmínky pro rozvoj na vodu vázaných ekosystémů včetně zvýšení biodiverzity území.

Literatura

- [1] DUŠEK, Martin. *Posouzení vlivu revitalizace Sedlického rybníka na biodiverzitu lokality odkaliště II u Stráže pod Ralskem*. Liberec. 2011. 2 s.
- [2] DUŠEK, Martin. *Posouzení vlivu vypouštění vod z prostoru bývalého Sedlického rybníka do Ploučnice*. Liberec. 2008. 9 s.
- [3] DUŠEK, Martin. *Posouzení vlivu činnosti s. p. DIAMO na povrchové vody v oblasti Sedlického rybníka se zaměřením na stávající a předpokládaná imisní množství látek souvisejících s činností útlumu těžby uranu v této lokalitě včetně návrhů opatření (ovlivnění toku Ploučnice zejména v ukazatelích $N-NH_4^+$ a SO_4^{2-})* Liberec. 2009. 8 s.
- [4] ZEMAN, Josef, ČERNÍK, Miroslav. *Posouzení zdrojů možné kontaminace Luční strouhy a návrh nápravných opatření*, Liberec. 2009.19 s.

RYBNÍKY A XENOBIOTIKA

FISHPONDS AND XENOBIOTICS

Jindřich DURAS^{1,✉}, Jan Potužák²

¹*Povodí Vltavy, státní podnik, oddělení plánování v oblasti vod, Denisovo nábřeží 14, 304 20 Plzeň*

²*Povodí Vltavy, státní podnik, útvar VH laboratoří, Emila Pittera 1, 370 01 Č. Budějovice*
✉ *jindrich.duras@pvl.cz*

Abstract

Fishponds were recognized as very active regulators of mass flows through drainage areas. After several years of monitoring of nutrient balances we tried to monitor mass balances of pesticides and pharmaceuticals flowing through a fishpond. Monitoring of mass balance of pesticides needs very intensive sampling because critical amounts of them enter a fishpond during short periods. Some data from Horusický ponds are presented here. Pharmaceuticals are an important issue in fishponds receiving communal wastewaters. Results from two biological ponds near Pelhřimov and from Buzický pond near Blatná showed that self-purification processes in fishponds are able to reduce these xenobiotics substantially. The most effectively were eliminated compounds used for high blood pressure treatment (70-90% - Atenolol Metoprolol, Hydrochlorothiazide), but e.g. widely used and everywhere detected pain killer Ibuprofen and psychopharmaceutical Gabapentine or a sweetener Saccharine were removed with low effectiveness (<30%), only.

Keywords: fishponds, pesticides, pharmaceuticals, self-purification, retention

1 ÚVOD

Během prací na tématu retence látek v rybnících jsme došli mimo jiné k závěru, že rybníky představují v krajině důležité prvky, jež transformují látkové toky. Rybníky mají přirozenou schopnost zachycovat erozní materiál, odstraňovat sloučeniny dusíku, akumulovat fosfor. Rybníční prostředí se obvykle vyznačuje prohrátou vodou a bohatými společenstvy vodních organismů jak ve vodním sloupci, tak v sedimentech. Důležitou roli mají samozřejmě bakterie s potenciálem (mimo jiné) rozkládat organické látky. Rybníky jsou tak jakýmsi

biologickým reaktorem, jehož rychlý chod podporuje hustá rybí obsádka. Očekávali bychom tedy logicky vysokou účinnost samočisticích procesů.

Organické mikropolutanty, xenobiotika, zaplavují zcela nekontrolovaně naše prostředí a hydrosféru zvláště. Nejčastěji přicházíme do střetu s pesticidy, které s sebou přináší výhradně na zisk orientované zemědělství, a s PCP (Personal Care Products), kam zahrnujeme kromě jiných látek také farmaka. Všechny tyto „moderní mikrokontaminanty“ tvoří ve vodách pestrý koktejl, jenž vzbuzuje značné obavy ohledně svého působení na vodní organismy (a zejména na fungování jejich společenstev) – a také na člověka. Rozhodli jsme se prozkoumat, zda si rybník také s těmito moderními škodlivinami dokáže poradit.

Smyslem tohoto článku není podrobný rozbor problematiky xenobiotik, ale především představení prvních výsledků získaných v terénu.

2 METODY

Výběr lokality vycházel z předpokladu, že se jedná o místo (rybník) silně exponované sledovaným látkám. Vzorkování bylo založeno na 14denním odběrovém intervalu na všech relevantních přítocích a odtocích, kde byl vždy měřen také průtok vody. Zároveň byl ve stejné dny odebrán i směsný vzorek z povrchové vrstvy rybníka (hloubka 0-1 m), který byl k propočtu látkových toků využíván tam, kde odtékala voda nejen požerákem (tzv. spodní voda), ale i přelivem.

Výpočet látkového množství procházejícího sledovaným profilem bylo založeno na kalkulaci měsíčního úhrnu vody, která profilem protekla, a tento úhrn byl násoben průměrnou koncentrací látek v daném měsíci. Uvedený systém využíváme při bilančním monitoringu standardně a považujeme ho na jedné straně za ještě organizačně a technicky zvládnutelný a na druhé straně i za dostatečně robustní tam, kde neprotéká rozhodující množství sledovaných látek v krátkých epizodách nezachytitelných vzorkovacími intervaly.

Při propočtech průměrných hodnot a látkových bilancí byly za hodnoty pod mezí stanovitelnosti dosazeny hodnoty rovnající se polovině dané meze stanovitelnosti.

Mošusové látky byly stanovovány metodou extrakce do organického rozpouštědla (heptan) plynovou chromatografií s hmotnostním detektorem (GC-MS). Stanovení tedy zachytilo také látky sorbované na partikule přítomné ve vzorku.

Stanovení pesticidů a farmak probíhalo metodou přímého nástřiku (filtrovaného vzorku) a kapalinové chromatografie s hmotnostním detektorem (LC-MS/MS). Při hodnocení výsledků stanovení farmak bylo třeba zamyslet se nad otázkou, zda není na odfiltrovaný pevný podíl vázáno významné množství

některé ze sledovaných látek. K porovnání bylo využito výsledků získaných při kontinuálním monitoringu profilu Vltava Zelčín. V tzv. sedimentovatelných plaveninách byl zjištěn poměrně nízký obsah farmak – nejvyšší hodnoty vykazoval Clarithromycin, a to kolem $50 \mu\text{g kg}^{-1}$ sušiny. Propočtem bylo zjištěno, že při obsahu farmaka oněch $50 \mu\text{g kg}^{-1}$ a při koncentraci nerozpuštěných látek ve vodě 20 mg l^{-1} to znamená koncentraci farmaka v běžném vzorku vody 1 ng l^{-1} . Mez stanovitelnosti pro farmaka se v laboratořích státního podniku Povodí Vltavy pohybuje v rozmezí 5-100 ng l^{-1} . Zdá se tedy, že analyzováním pouze filtrovaných vzorků nedošlo k významnému podhodnocení skutečného obsahu farmak ve vodě.

3 HORUSICKÝ RYBNÍK - PESTICIDY

Horusický rybník na Bukovském potoce nedaleko Veselí nad Lužnicí je velký rybník (415 ha, 3,97 mil. m^3) s poměrně dlouhou dobou zdržení vody (100-200 dní). Pesticidní látky jsme monitorovali v Bukoveckém potoce před ústím do rybníka (silně zemědělské povodí) a na odtoku z rybníka. Monitoring proběhl v průběhu vegetační sezóny (IV.-X.) 2013, kdy byl rybník na druhém horku (ve druhém roce produkčního cyklu). V říjnu už začalo vypouštění rybníka.

Výsledky tohoto monitoringu mají význam pouze orientační a měly by sloužit také jako upozornění na metodickou obtížnost bilančního monitoringu pesticidních látek. Získané výsledky byly ovlivněny zejména tím, že hlavní látkový tok pesticidních látek, tedy i jejich vstup do rybníka probíhá během první významnější srážkoodtokové události po jejich aplikaci na zemědělské plochy v povodí, kdy za zvýšených průtoků také radikálně stoupá jejich koncentrace. V rámci monitoringu bylo zachyceno období zvýšených průtoků pouze jednou (4.6.2013), kdy Bukoveckým potokem za den protéklo např. asi 21 g Terbutylazinu (v jiných dnech jen 0,02-0,16 g), 180 g Metazachloru (suma včetně rozpadových produktů ESA a OA, jindy jen 1-6 g) či asi 29 g Dimetachloru (jen rozpadové produkty ESA a OA, jindy 0,02-0,3 g). Vstupy do rybníka tedy jsou, pokud nejsou podrobně zachyceny i všechny průtokové události, výrazně podhodnoceny.

Druhým zásadním vlivem, který jsme podcenili, byl vstup pesticidních látek i z dílčích povodí odvodňovaných průtokově nevýznamnými potůčky, kde jsme ani nepředpokládali zemědělské aktivity v povodí, a tedy ani významnější přítomnost pesticidů ve vodě - a tudíž jsme je nesledovali. Tak jsme například na odtoku z rybníka nacházeli pravidelně Chlorotoluron ($20-80 \text{ ng l}^{-1}$) či Isoproturon, přestože ve vodě hlavního přítoku byly tyto látky zjištěny jen zřídka, a to v nízkých koncentracích. To platí i o Dimetachloru ESA a OA.

Vyloučit nelze ani uvolňování „staré ekologické zátěže“ ze sedimentů, ale data k této hypotéze zatím nemáme.

Jaké závěry z výsledků můžeme formulovat?

- Ke sledování látkových toků pesticidních látek v krajině je jako monitorovací bod vhodný právě odtok z rybníka (samozřejmě pokud tento profil vyhovuje i záměru monitoringu). V rybníce se epizodické látkové vlny vyrovnají a za předpokladu dobrého zaznamenávání průtoku vody lze celkem spolehlivě odhadnout množství dané látky, které profilem za sledované období protéklo.
- V průběhu vodního roku 2013 protékly profilem Bukovský potok – odtok z Horusického rybníka zhruba stovky gramů až jednotky kilogramů jednotlivých pesticidních látek (Tab. 1). Celkem z rybníka odtoklo za sledované období asi 3,7 kg vybraných látek, dalších 7,8 kg odtoklo během vypouštění a výlovu. Pokud bychom odhadli celkový odtok sledovaných látek za celý rok 2013, jedná se zhruba o 13,5 kg.

Tab. 1 Horusický rybník – odhad odtoku vybraných pesticidních látek a repelentní látky DEET během monitoringu v roce 2013.

	Průtok - měsíční úhrny 10^3 m^3	g měs ⁻¹														
		Atrazine-2-hydroxy	Terbutylazin-2-hydroxy	Terbutylazine-suma	Alachlor ESA	Metolachlor ESA	Metolachlor OA	Metolachlor-suma	Metazachlor ESA	Metazachlor OA	Metazachlor-suma	Dimethachlor ESA	Dimethachlor OA	Dimetachlor-suma	DEET - difétyloluamid	Chlorotoluron
IV	12,96	0,4	1,0	1,0	1,4	3,9	1,5	5,4	19	12	30	4,3	2,1	6,3	0,1	1,3
V	26,78	1,2	2,4	2,7	2,9	7,6	3,4	11	37	29	66	8,7	4,0	13	0,4	1,7
VI	1000	36	87	188	107	236	108	366	1015	891	1906	274	126	400	11	70
VII	114,81	5,8	15	20	10	24	12	36	108	78	186	22	13	35	8,2	6,2
VIII	48,21	2,9	6,7	7,9	3,9	10,1	4,6	15	36	30,0	66	7,6	4,3	12	2,0	1,8
IX do 15.9.	14,26	0,9	2,0	2,2	1,0	2,3	1,2	3,5	9,6	7,6	17	1,8	1,0	2,8	0,3	0,4
Suma		47	114	222	126	284	130	437	1224	1048	2272	319	150	469	22	81
Výlov	3970	236	516	516	295	713	331	1043	2606	2076	4683	466	257	724	180	91
Suma s výlovem		283	630	738	420	996	461	1480	3830	3124	6954	785	407	1193	201	172

- Stejně jako v případě látkových bilancí živin je při hodnocení rybníka z pohledu pesticidů velmi významné období výlovu, a to zejména u rybníků s dlouhou dobou zdržení vody, které mají velký objem (Horusický). Takový rybník je přirozeně významným rezervoárem všech sledovaných látek, které se dají během strojení rybníka (vypouštění před výlovem) do pohybu. Ke kompenzaci dochází po

výlovu, kdy je rybník zastaven a během napouštění zase velmi významné množství látek naakumuluje. Z Horusického rybníka odtekl během výlovu zhruba dvojnásobek sledovaných látek než za předchozí sledované období (IV.-IX.) a asi o čtvrtinu více, pokud bychom výsledky aproximovali na období od začátku roku (I.-IX.).

- Přestože látkovou bilanci Horusického rybníka nelze dobře propočítat, je zřejmé, že některé látky jsou rybníkem zadržovány či metabolizovány poměrně úspěšně. Jedná se například o Alachlor ESA, jehož koncentrace průchodem rybníka klesly zhruba na polovinu. Mírný pokles koncentrací byl zaznamenán i u Metolachloru a výrazné snížení se projevilo u látky DEET (Dietyltoluamide, repelent) – asi na třetinu.

4 BIOLOGICKÉ RYBNÍKY POD PELHŘIMOVEM – FARMAKA

Město Pelhřimov s ~16 000 obyvateli má odpadní vody svedeny na centrální čistírnu odpadních vod (ČOV), přičemž po vyčištění procházejí veškeré odpadní vody postupně dvěma biologickými rybníky (BR). Celkem ideální podmínky pro sledování chování farmak v rybníčních ekosystémech mají zásadní nedostatek: do rybníka nárazově vstupují také veškeré odpadní vody odlehčované těsně před ČOV, přičemž jejich množství ani kvalita není nikterak sledována. Cílem monitoringu bylo alespoň rámcově odhadnout, zda vliv BR na procházející odpadní vodu je z pohledu kontaminace farmaky významný. Pokud by se potvrdil předpoklad, že vliv BR je příznivý, pak by voda z ČOV měla stále procházet přes BR, a to i s rizikem, že dojde k jejímu obohacení fosforem. Zlepšení situace rybníků odtěžením sedimentů fosforem silně zatížených z doby špatné funkce ČOV by pak bylo akcentováno. Pokud by se pozitivní vliv BR na přítomnost farmak neprokázal, připadalo by v úvahu přímé napojení vyčištěné odpadní vody do vodního toku Bělá.

Biologické rybníky mají rozlohu 5,5 a 3,68 ha, objem ~82 000 a ~55 000 m³ a vyznačují se teoretickou dobou zdržení vody zhruba 14 a 9 dní při průměrném přítoku odpadní vody 70 l s⁻¹. Za velmi suchého počasí, kdy se snižuje množství balastní vody klesá Q ke 45 l s⁻¹ a doba zdržení se prodlužuje na asi 35 dnů v obou BR dohromady. Naopak za srážkoodtokových událostí klesá celková doba zdržení na několik dnů. Rok 2015 byl sice extrémně suchý, takže událostí s odlehčením bylo poměrně málo, ale přesto není možné provést spolehlivé bilanční hodnocení.

Vzorkování probíhalo na odtoku z ČOV v měsíčním intervalu v období II.-XII.. Odebírány byly 24 hodinové slévané vzorky, z nichž byl odebírán podíl pro stanovení farmak. Ve stejném období a rovněž v měsíčním kroku byl monitorován i odtok z druhého (níže ležícího) BR – byl tedy posuzován vliv obou rybníků současně.

Výsledky lze shrnout:

- Podmínky v biologických rybnících lze charakterizovat hodnotou pH 7,2-8,8 (1x i hodnota 9,5 – jarní vrchol rozsivek), dobrými kyslíkovými poměry (obsah O² >5 mg l⁻¹) a hustou populací hrubého filtrujícího zooplanktonu, který nepřipustil masový rozvoj fytoplanktonu (koncentrace chlorofylu a 1,5-67 µg l⁻¹, na jaře ale ~250 µg l⁻¹).

Tab. 2 Biologické rybníky Pelhřimov – výsledky stanovení farmak, která byla zachycena pouze nepravidelně

	Datum odběru	Iopromide	Naproxene	Ketoprofen	Sulfamethazin	Triclocarban	Triclosan	Chloramphenicol	Warfarin
	ng l ⁻¹								
ČOV Pelhřimov odtok	9.2	<50	91	43	15	<10	<20	<20	26
	19.3	230	660	38	<10	<10	23	110	15
	16.4	820	<50	23	<10	<10	<20	<20	21
	21.5	370	96	<10	<10	<10	<20	<20	12
	4.6	390	120	<10	<10	<10	<20	<20	20
	9.7	<50	<50	15	41	<10	<20	<20	<10
	4.8	<50	67	<10	<10	<10	<20	<20	<10
	3.9	67	<50	<10	<10	<10	<20	<20	<10
	21.9	<50	<50	<10	<10	12	43	<20	<10
	1.10	<50	<50	<10	<10	11	43	<20	<10
	11.11	440	<50	17	<10	<10	63	<20	<10
	10.12	<50	<50	19	<10	<10	<20	<20	<10
Biologické rybníky odtok	9.2	89	<50	<10	<10	<10	<20	<20	18
	9.3	110	<50	<10	<10	<10	<20	<20	18
	7.4	190	<50	<10	<10	<10	<20	<20	<10
	11.5	130	<50	<10	<10	<10	<20	<20	<10
	1.6	130	<50	<10	<10	<10	<20	<20	<10
	29.6	100	<50	<10	<10	<10	29	<20	10
	27.7	<50	<50	<10	<10	<10	<20	<20	<10
	24.8	<50	<50	<10	<10	<10	<20	<20	<10
	21.9	100	<50	<10	<10	<10	31	<20	<10
	19.10	64	<50	<10	<10	<10	22	<20	<10
	18.11	190	<50	<10	<10	<10	<20	<20	<10
	14.12	78	<50	<10	<10	<10	<20	<20	<10

Tab. 3 Biologické rybníky Pelhřimov – výsledky stanovení vybraných látek. avg – průměrná hodnota, med – medián, v gramech je udána látková bilance při dlouhodobém průtoku odpadní vody 60 l s⁻¹.

	Datum odběru	Karbamazepin	Gabapentin	Tramadol	Ibuprofen	Diclofenac	Atenolol	Metoprolol	Furosemide	Hydrochlorothiazide	Sulfapyridin	Sulfamethoxazol	Trimetoprim	Sulfamylamide	Clarithromycin	Roxithromycin	Erythromycin	Saccharin
	ng l ⁻¹																	
ČOV Pelhřimov odtok	9.2	570	3400	880	22	1000	200	458	1400	4200	360	280	330				26	67
	19.3	610	4200	760	1700	930	160	694	670	2400	460	370	430	87	1400	43	62	3400
	16.4	570	3900	780	57	950	130	892	1100	5400	530	320	210	89	1100	79	39	25
	21.5	330	2000	420	1200	720	120	583	560	1200	220	100	90	25	460	17	16	58
	4.6	590	2500	1300	120	560	160	905	990	4400	300	450	280	81	460	19	45	110
	9.7	650	2100	790	200	820	100	709	130	620	200	110	63	79	340	45	36	130
	4.8	570	1400	790	70	520	100	653	130	4900	270	440	78	110	230	17	26	25
	3.9	380	1800	480	240	560	140	704	80	2400	160	150	63	66	130	24	21	120
	21.9	310	2100	490	120	600	130	539	340	620	140	240	110	65	160	26	25	51
	1.10	430	1700	740	71	650	150	642	260	750	130	160	100	66	250	17	21	25
	11.11	370	2100	700	110	860	100	554	190	890	170	89	110	70	330	5	36	180
	10.12	300	2500	430	66	820	120	466	340	2200	180	150	150	56	420	14	5	370
	avg	473	2475	713	331	749	134	650	516	2498	260	238	168	72	480	28	30	380
	med	500	2100	750	115	770	130	648	340	2300	210	200	110	70	340	19	26	89
Biologické rybníky odtok	9.2	310	1400	400	100	490	55	244	250	870	130	170	91	25	590	28	24	120
	9.3	390	2000	390	98	360	50	220	25	230	210	250	120	68	820	43	24	73
	7.4	410	1500	140	300	220	42	33,8	25	400	160	270	150	57	520	23	49	430
	11.5	380	1300	370	170	31	22	281	25	25	5	150	55	25	290	22	37	64
	1.6	400	1800	390	330	36	19	434	25	61	19	98	31	54	270	21	48	150
	29.6	310	1500	360	330	75	29	335	25	25	19	210	27	74	150	16	42	160
	27.7	240	990	160	210	26	5	134	25	25	12	48	5	25	17	5	20	150
	24.8	280	1300	120	440	93	5	106	25	190	27	83	5	25	5	5	5	420
	21.9	270	1700	140	130	65	12	196	25	25	45	140	5	64	22	5	5	200
	19.10	280	1500	310	300	330	43	370	25	360	84	150	24	68	120	11	39	500
	18.11	290	1600	410	230	490	35	359	25	370	100	170	19	52	140	5	32	570
	14.12	190	1500	260	210	430	59	316	95	930	120	160	50	52	250	5	24	390
	avg	313	1508	288	237	221	31	252	50	293	78	158	49	49	266	16	29	269
	med	300	1500	335	220	157	32	263	25	210	65	155	29	53	200	14	28	180
Snížení %	36	39	61	33	70	77	62	91	88	71	36	71	33	45	46	9	29	
Gramy za rok při Q = 60 l s⁻¹																		
přítok	896	4683	1350	627	1418	254	1230	976	4727	492	451	318	137	908	53	56	719	
odtok	591	2852	544	449	417	59	478	93,8	554	147	299	92	93	504	30	55	509	
retence	304	1831	806	178	1000	195	752	882	4174	345	151	226	44	405	23	1,4	210	
retence/ha	33	199	88	19	109	21	82	96	455	38	16	25	4,8	44	2,5	0,2	23	

- Poměrně velká skupina látek nebyla v odtoku z ČOV ani v BR zjištěna v měřitelných koncentracích: Iopamidol, Penicilin, Sulfamerazine, Gemfibrozil a Bezafibrate.
- Některé látky byly v odtoku z ČOV zjištěny pouze v některých vzorcích, navíc v poměrně nízkých koncentracích (tab 2): Ketoprofen (15-43 ng l⁻¹), Sulfamethazine (15 a 41 ng l⁻¹), Triclosan (23-63 ng l⁻¹), Triclocarban (11 a 12 ng l⁻¹), Chloramphenicol (1 záchyt 110 ng l⁻¹), Warfarin (12-26 ng l⁻¹). V odtoku z BR už většinou nebyly zjištěny vůbec.
- Iopromide a Naproxene byly zjištěny pouze v některých vzorcích, ale v poměrně vysokých koncentracích (tab. 2)
- Ze stabilně a v poměrně vysokých koncentracích se vyskytujících látek (tab. 3) byly nejvíce zastoupeny léky na vysoký krevní tlak (Atenolol, Metoprolol, Furosemide a Hydrochlorothiazide), které jsou v rybníčním prostředí velmi dobře odstranitelné – zjištěná účinnost byla 62-91%. Následují léky používané na nervovou soustavu (Karbamazepin, Gabapentin, Tramadol), které jsou poměrně stabilní s odstranitelností 36-61%. Koncentrace Ibuprofenu se průchodem biologickými rybníky snižovaly jen málo (33%). Obsah Diclofenacu se snižoval poměrně výrazně, přičemž zde byl – podobně jako u Sulfapyridinu - zjištěn výrazný vztah k sezónnosti: V letních měsících klesaly koncentrace o 83-96%, průměrně o 91%.
- Pokud bychom akceptovali, že dlouhodobý průměrný průtok odpadní vody na ČOV Pelhřimov se pohybuje kolem 60 l s⁻¹ (bez odlehčovaných vod), pak z ČOV Pelhřimov oteklo léčiv, která byla bilancována (tab. 3), za sledované období (II.-XII.) asi 19,7 kg, z čehož asi 7,8 kg z rybníků pokračovalo dále směrem k VN Švihov a 11,8 kg – tedy asi 60% - bylo v rybnících odstraněno. Pokud bychom extrapolovali na celý rok, jednalo by se zhruba o 21,4 kg na odtoku z ČOV, 8,5 kg rybníky protéklo a 12,9 kg bylo zadrženo. Roční zatížení celkové plochy obou biologických rybníků bylo 2,33 kg ha⁻¹, z čehož bylo 1,40 kg ha⁻¹ zadrženo.
- Velmi orientačně se můžeme pokusit i o přepočítání emisí farmak z bilancované skupiny (tab. 3) na jednoho obyvatele Pelhřimova. Za rok 2015 z ČOV oteklo asi 1,3 g ob⁻¹. Tento odhad je třeba považovat za značně podhodnocený, protože nebyly hodnoceny všechny používané látky a nebyly zachyceny odlehčované vody.

Monitoring biologických rybníků pod Pelhřimovem lze uzavřít konstatováním, že jejich role při eliminaci farmak z odpadních vod je velmi významná. Zjištěná retence v úrovni zhruba 60% je navíc ještě podhodnocena, protože nebyly podchyceny vstupy s odlehčovanými a nijak nečištěnými odpadními vodami.

Troufáme si předjímat, že velmi významné látkové množství xenobiotik, například farmak se dostává do povrchových vod s odlehčovými odpadními vodami. Jistě by stálo za to, zabývat se touto otázkou.

5 BUZICKÝ RYBNÍK – FARMAKA

Buzický rybník na Mračovském potoce (povodí říčky Lomnice) je vysoce zatěžován odpadními vodami (částečně nečištěnými) z města Blatná (~6100 obyvatel). Je to poměrně velký rybník (60 ha, 0,90 mil. m³) se střední dobou zdržení vody (30-60 dní). Buzický rybník je silně hypertrofní s koncentracemi fosforu celkového v rozpětí zhruba 0,25-1,1 mg l⁻¹ a chlorofylu a mezi 100-500 µg l⁻¹.

Bilanční monitoring zahrnoval sledování hlavního přítoku – Mračovského potoka, dále přítoku od ČOV Blatná, odtoku Požerákem a hladinové vrstvy vody rybníka (směsný vzorek 0-1 m), která přepadala přelivem do říčky Lomnice. Sledováno bylo období I. 2015-X.2015. V září 2015 začalo strojení rybníka a v říjnu proběhl výlov.

Při zpracování výsledků do tabulek byly vynechány látky, které sice byly ve spektru stanovovaných analytů, ale všechny výsledky, včetně vody přítékající z ČOV Blatná, byly pod mez stanovitelnosti. Jedná se o:

- mošusové látky: Musk-xylen, Celestolide (ADBI), Phantolide (AHMI), Traseolide (ATII), Musk ambrette a Musk NN (etylen brassillate) – všechny <5 ng l⁻¹, Musk NN - 10 ng l⁻¹;
- kontrastní látky Iopromide a Iopamidol (<50 ng l⁻¹);
- Ciprofloxacin (<20 ng l⁻¹), Ofloxacin (<20 ng l⁻¹), Triclocarban (<10n)

Ze zpracování byly vynechány také látky, které byly zjištěny jen vzácně, přičemž mez stanovitelnosti (v závorce) byla překročena jen mírně: Musk keton (5 ng l⁻¹), Penicilin (10 ng l⁻¹), Chloramphenicol (20 ng l⁻¹), Bezafibrate v r. 2014 (10 ng l⁻¹), Sulfanilamide (50 ng l⁻¹).

Výsledky obsahují tab. 4a a 4b. Lze shrnout:

- V Mračovském potoce byly zjištěny koncentrace farmak o jeden až dva řády nižší než ve vodě přítékající do Buzického rybníka od ČOV Blatná a zhruba ve stejném poměru byl i látkový vstup sledovaných farmak do Buzického rybníka.

Tab. 4a Buzický rybník – výsledky monitoringu vybraných látek ze skupiny mošusů, psychofarmak, analgetik a hypertenziv v průběhu produkčního cyklu. Hodnoty retence látek v r. 2015 jsou udány bez strojení a výlovu rybníka

		Musk keton	Galaxolide (HHCb)	Tonalide (AHTN)	Cashmeran (DPMI)	Karbamazepin	Gabapentin	Tramadol	Ibuprofen	Diclofenac	Atenolol	Metoprolol	Furosemide	Hydrochlorothiazide
		koncentrace (ng l ⁻¹)												
2014	Mrač.	<5	5	<5	<10	30	58	<10	39	12	<10	<10	<50	<50
	Od ČOV	7	358	71	28	449	1425	152	655	435	307	287	537	1383
	Směsný	<5	6	3	5	114	442	8	112	27	12	8	30	43
2015	Mrač.	<5	5	<5	<10	26	48	<10	44	29	<10	<10	<50	<50
	Od ČOV	12	618	68	49	1248	2870	562	1747	795	681	679	415	1134
	Směsný	<5	7	<5	<10	167	463	13	83	25	10	8	27	36
		bilance (g)												
2014	Mrač.	n	20	8	16	73	122	16	95	51	16	16	84	94
	Od ČOV	8	388	68	27	478	1737	150	780	454	360	318	493	1106
	Odtok	n	34	13	25	561	2003	41	552	156	69	48	163	228
	Retence	n	374	63	18	-10	-144	125	323	349	307	285	414	973
	Retence %		92	82	41	-2	-8	75	37	69	82	86	72	81
2015	Mrač.	4	10	4	8	39	62	9	65	49	8	9	52	42
	Od ČOV	10	306	39	31	963	2262	279	944	425	319	313	218	545
	Odtok	6	19	6	11	305	964	31	262	109	47	35	62	120
	Strojění	2	5	2	4	224	400	19	128	44	4	4	20	20
	Výlov	0	1	0	1	13	18	3	17	12	2	3	5	11
	Retence	4	311	35	21	342	561	247	572	318	286	302	176	446
	Retence %	41	94	84	62	51	36	88	67	72	85	89	71	77

- Z 27 hodnocených látek nebylo v Mračovském potoce 20 nalezeno v koncentracích překračujících mez stanovitelnosti. Za důležitou považujeme skutečnost, že i v tomto poměrně málo (farmaky) znečištěném potoce byla pravidelně nacházena psychofarmaka Karbamazepin a Gabapentin a léky tišící bolest (tzv. pain killers) Ibuprofen a Diclofenac. Je to jasná indikace všeobecné kontaminace povrchových vod těmito látkami.
- V přítoku od ČOV byla vysokými koncentracemi zastoupena již uvedená psychofarmaka (tab. 4a), jejichž eliminace samočisticími procesy v rybníce byla problematická – v r. 2014 nebylo žádné odstraňování zjištěno (kromě Tramadolu – 75%), v r. 2015 ano (36-51 %)

Tab. 4b Buzický rybník – výsledky monitoringu vybraných protizánětlivě a antibakteriálně působících látek, sacharinu a kofeinu v průběhu produkčního cyklu. Hodnoty retence látek v r. 2015 jsou udány bez strojení a výlovu rybníka

		Sulfamethoxazol	Ketoprofen	Sulfapyridin	Trimetoprim	Naproxene	Triclosan	Bezafibrate	Warfarin	Clarithromycin	Roxithromycin	Erythromycin	Saccharin	Caffein	Paracetamol
		koncentrace (ng l ⁻¹)													
2014	Mrač.	<10	<10	<10	<10	<50	<20		<10	<10	<10	<10	135	107	7
	Od ČOV	180	31	64	146	149	44		14	11	209	17	1814	2275	499
	Směsný	30	5	8	16	25	11		<10	<10	10	<10	366	361	28
2015	Mrač.	<10	<10	<10	<10	<50	<20	<10	<10	<10	<10	<10	130	105	<10
	Od ČOV	480	30	169	409	351	63	30	24	470	21	101	2986	4418	2094
	Směsný	47	<10	8	17	<50	<20	<10	<10	16	<10	<10	356	267	35
		bilance (g)													
2014	Mrač.	17	16	16	16	79	32		n	n	11	n	308	300	20
	Od ČOV	182	33	79	168	151	48		14	n	76	19	1959	2490	573
	Odtok	146	25	41	85	127	52		n	n	34	n	1868	1815	180
	Retence	52	23	54	99	103	28		6	n	53	9	399	974	413
	Retence %	26	48	57	54	45	35		n	n	61	n	18	35	70
2015	Mrač.	8	8	8	8	42	18	8	8	8	8	9	149	127	25
	Od ČOV	335	24	90	220	203	52	25	25	260	19	57	2289	2618	781
	Odtok	124	11	26	50	63	25	11	13	59	11	13	952	723	298
	Strojení	55	4	4	9	20	8	4	4	4	4	4	440	152	16
	Výlov	3	1	1	1	3	1	1	1	1	1	1	40	11	6
	Retence	127	13	68	161	148	28	13	11	194	8	44	722	1675	469
Retence %	47	50	69	75	68	50	52	47	76	38	77	41	69	60	

- Koncentračně výrazně byly zastoupeny léky na snižování krevního tlaku (Atenolol, Metoprolol, Furosemid a Hydrochlorthiazide), které byly procesy v rybníce odstraňovány s vysokou účinností v průměru 70-90%.
- Mošusové látky (Musk keton, Galaxolide, Tonalide a Cashmeran) byly v Buzickém rybníce odstraňovány velmi účinně. Nízká hodnota zjištěná u Musk-ketonu je pravděpodobně důsledkem toho, že výpočet byl ovlivněn hodnotami pod mezí stanovitelnosti.
- Léčiva s protizánětlivým a antimikrobiálním účinkem (tab. 4b) se vyskytovala ve vodě přítékající od ČOV Blatná v obvykle nižších koncentracích. Jejich odstraňování v rybníce také nedosahovalo příliš vysoké účinnosti (v případě Erythromycinu je výsledek nadhodnocení údajů pod mezí stanovitelnosti).

- Souběžně byla stanovena i skupinka látek Kofein, Paracetamol a Saccharin. První dvě jsou součástí řady běžně dostupných prostředků např. proti bolesti hlavy, čemuž odpovídá i jejich vysoký obsah v odpadních vodách. Umělé sladidlo Saccharin (částečně svázáno s kávou a kofeinem) je v odpadních vodách bohatě přítomno, ale jeho rozložitelnost ve vodním prostředí je slabá – zjištěno bylo 18 a 41%.
- Velmi zajímavé je porovnání efektivity rybníčních samočisticích procesů v poměrně suchém roce 2014 a v extrémně suchém roce 2015. V r. 2015 byla účinnost eliminace většiny látek vyšší až výrazně vyšší, patrně jako důsledek pomalejší obměny vody, kdy všechny procesy získaly více času.
- Strojení Buzického rybníka před výlovem 2015 bylo významnou položkou celkové látkové bilance, a to zejména v případě látek, jejichž zbytkové koncentrace ve vodě rybníka zůstávaly poměrně vysoké. Jedná se o psychofarmaka, Ibuprofen, Saccharin a kofein. Samotný výlov rybníka nebyl dramatickým bodem látkové bilance, ovšem údaje o xenobiotikách nesených na transportovaných nerozpuštěných látkách teprve zpracováváme.
- Podíl výlovu na celkovém odnosu sledovaných látek z Buzického rybníka za sledované dvouletí činil asi 12% (~1,8 kg oproti ~14,5 kg). Celkové zatížení Buzického rybníka hodnocenými látkami bylo za dvouletí 2014-2015 odhadnuto na zhruba 25 kg (tj. zhruba 0,4-0,5 kg ha⁻¹), z čehož byla asi polovina zadržena/zmetabolizována v rybníčním prostředí (asi 0,2 kg ha⁻¹). Orientačně lze odhadnout, kolik látek z bilancované skupiny připadá na jednoho obyvatel Blatné: v r. 2014 asi 2,2 g rok⁻¹, a v r. 2015 po přepočtu na celý kalendářní rok asi 2,3 g rok⁻¹.

6 ZÁVĚR

Bilanční monitoring pesticidů musí být prováděn velmi intenzivní formou, jinak nemají získané výsledky dostatečnou vypovídací schopnost.

Výsledky získané monitoringem farmak (a dalších látek) na dvou odlišných lokalitách vykazaly řadu společných znaků: efektivní eliminace hypertenziv a mošusů, slabá u psychofarmak a některých antibiotik, ale také u Saccharinu či kofeinu.

Jakkoli se jedná pouze o první data dotýkající se úlohy rybníků v transformaci vybraných xenobiotik, je zřejmé, že vliv rybníků je jednoznačně pozitivní. Není takto ovšem možné řešit látky rezistentní, které ve značné míře procházejí a jsou všudypřítomným rizikem pro vodní ekosystémy (např. Gabapentin)..

EXPERIMENTÁLNÍ OVĚŘENÍ METODY K POTLAČENÍ MASOVÉHO ROZVOJE SINIC POUŽITÍM PAX 18 A NANOFER25

EXPERIMENTAL VERIFICATION OF A METHOD TO SUPPRESS THE MASS
DEVELOPMENT OF CYANOBACTERIA USING PAX 18 AND NANOFER25

Zdeňka Benedová^{1,✉}, Lenka KRÖPFELOVÁ¹, Jana Šulcová¹, Iva
Baxová Chmelová¹, Marek Baxa¹

¹ENKI, o.p.s., Dukelská 145, 379 01 Třeboň
✉ benedova@enki.cz

Abstract

Many water reservoirs in the Czech Republic are strongly affected by water pollution by phosphorus. The result is unwanted overgrowth of phytoplankton. In terms of water supply and recreation use of reservoirs, overgrowth of cyanobacteria is the most critical, as it dramatically reduces the quality of water. Amount of cyanobacteria can be reduced in several ways. The basis is the reduction of nutrient concentration, particularly phosphates both in the reservoir and in the tributaries. The immediate effect is achieved by application of coagulants on aluminium basis, followed, if necessary, by water pH treatment. However, this technology do not eliminates cyanobacteria directly, only part of them is pulled down to the bottom together with precipitated phosphorus. Precipitation of the phosphates from the water column may also be performed by application of nanoiron which simultaneously destroys cyanobacteria. When these methods are applied alone, without any measures preventing higher phosphorus inflow into water reservoir, their effect is rather short-term. The method, ensuring long-term reduction of cyanobacteria development is based on combination of both technological and biological procedures. Its development was supported by The Technology Agency of the Czech Republic. This combined approach brings not only effective reduction of water eutrophication, but also long-lasting effect and positive influence on the further development of treated water reservoirs. This method using a combination of the coagulant and nanoiron was tested in fishstorage Šaloun at Třeboň.

Keywords: fishpond sediment, cyanobacteria, nutrients, phosphorus

1 ÚVOD

Jedním z významných antropogenních vlivů na životní prostředí je vnos živin do vodních toků a nádrží. I přes snahu o snižování antropogenní zátěže většiny povodí v České republice je dosud mnoho nádrží klasifikováno jako eutrofní až hypertrofní. Příčinou je skutečnost, že stávající opatření v povodích nedostatečně řeší zatížení vod fosforem. Důsledkem je nežádoucí přemnožení fytoplanktonu. Z hlediska vodárenského, ale i rekreačního, je nejkritičtější přemnožení sinic, které dramaticky snižují kvalitu vod, často obsahují toxiny a jejich odumírání a následné rozkladné procesy výrazně odčerpávají z vody důležitý kyslík. Množství sinic lze redukovat řadou způsobů. Základem je snížení koncentrace živin, zejména fosforečnanů jak uvnitř nádrže, tak na přítocích. Nejrychlejšího efektu se dosahuje aplikací koagulantů na bázi hliníku s případnou následnou úpravou pH vody. Tato technologie však sinice přímo nelikviduje, pouze část z nich je stržena na dno zároveň s vysráženým fosforem. Vysrážení fosforečnanů z vodního sloupce lze též provést aplikací nanoželeza, které současně likviduje sinice. Jsou-li tyto metody aplikovány osamoceně a nedojde-li zároveň k dalším nutným zásahům omezujících vnos fosforu do vodní nádrže, je jejich účinek spíše krátkodobý.

V rámci projektu TAČR byla vyvinuta metoda založená na kombinaci technologických a biologických postupů zajišťující dlouhodobé potlačení rozvoje vodních květů sinic. Kombinovaná metoda přináší nejen efektivitu při potlačení projevů eutrofizace vod, ale zejména dlouhodobý účinek a pozitivní vliv na další vývoj ošetřené vodní plochy. Metoda kombinace použití vhodného koagulantu a nanoželeza byla odzkoušena na rybních sádkách Šaloun u Třeboně.

2 POPIS LOKALITY A METODIKA

V roce 2013 bylo provedeno otestování metody na malé nádrži – rybních sádkách Šaloun u Lomnice nad Lužnicí. Počáteční situace v obou experimentálních nádržích se lišily, což nebylo možné ovlivnit. K dispozici byly dvě sádky, v obou převažoval sinicový fytoplankton s dominancí rodu *Microcystis sp.* **Sádka 7** byla menší, hloubka vody byla cca 1m a velikost 14 x 15 m, celkový objem vody byl cca 210 m³. Sinice v ní byly druhově pestřejší a jejich celkové množství bylo o řád nižší než v sádce 9. **Sádka 9** byla hlubší než sádka 7 cca 1,4 m a rozměry byly 19,5 x 23 m, celkový objem vody byl cca 630 m³. Sinice zde tvořily klasický vodní květ s dominancí *Microcystis sp.* se zanedbatelným podílem jiných rodů. Jejich množství bylo v sádce 9 10x větší než v sádce 7.

Na základě předchozích laboratorních experimentů byl k ošetření nádrží zvolen polyaluminiumchlorid PAX 18, který byl aplikován na hladinu obou nádrží. Druhý den byla jedna z těchto nádrží dále ošetřena aplikací suspenze nanoželeza NANOFER25. Aplikace byla provedena dávkováním na hladinu nádrže tak, aby byl ošetřen celý vodní sloupec.

V obou nádržích byly sledovány fyzikálně-chemické a hydrobiologické parametry (pH, nasycení kyslíkem, turbidita, fluorescence, průhlednost, fotosyntetická aktivita a koncentrace chlorofylu-a). Monitoring nádrží probíhal po dobu 3 týdnů.

Aktivita sinic byla sledována pomocí fluorescenční mikroskopie. Následně byl vyhodnocen účinek aplikace PAXu a nanoželeza na fytoplankton ve vodním sloupci i v sedimentu.

3 VÝSLEDKY A DISKUZE

V následujících tabulkách jsou uvedeny parametry měřené v průběhu experimentu. Sádka 7 byla ošetřena PAXem a následně i nanoželezem, sádka 9 byla ošetřena pouze PAXem. Odběr vzorků z obou nádrží byl zahájen těsně před aplikací PAXu (dne 19. 8. 2013) a poté byly nádrže podrobně sledovány po dobu 3 týdnů.

Aplikace koagulantu PAX 18 účinně snížila biomasu fytoplanktonu s převahou planktonních sinic o jeden řád. Jančula [1] uvádí snížení až 80% při použití cationic polyacrylamides koagulantů. Během aplikace PAX došlo k poklesu pH z 8,27 na 6,11 u sádky 7 a hodnoty se po zbytek sledování ustálily okolo 6,5. V sádce 9 došlo k poklesu pH z 9,98 na 6,58 a během sledování kolísalo mezi 6,5 až 7,5 v závislosti na fotosyntetické aktivitě zbylých sinic v nádrži. Pokles pH je po aplikaci PAX popisován i Jančulou [2]. Aplikace nanoželeza neměla na hodnoty pH vliv.

V experimentálních nádržích během pokusu nedošlo k obnově a opětovnému nárůstu fytoplanktonu. V sádce ošetřené navíc nanoželezem klesl poměr sinic vůči ostatnímu fytoplanktonu a sinice vymizely i ze sedimentu, kam byla část populace stržena bezprostředně po aplikaci PAXu. Následná aplikace nanoželeza se jeví jako účinné opatření, které eliminuje sinice nejen ve vodním sloupci, ale také v sedimentu. Působení nanoželeza totiž vede k intracelulárním změnám u sinic [3]. Samotná aplikace PAXu vedla rovněž k poklesu množství sinic ve vodním sloupci, ale část sinic přežívala ve vitálním stavu jak ve vodním sloupci, tak v sedimentu. Koagulanty obalí buňky sinic, které následně sedimentují, ale nedojde k poškození jejich buněčné stěny. Výhodou je, že nedochází k uvolnění cyanotoxinů [1], nevýhodou je možnost jejich regenerace a opětovná inokulace nádrže. Použitím testovaných látek pro omezení rozvoje

sinic nedochází k přímému ohrožení základních skupin zooplanktonu a ryb [4]. Nicméně nanoželezo v kombinaci s PAX-18 je pravděpodobně natolik účinné, že může v přírodním systému na přechodnou dobu vyvolat totální absenci nejen sinic, ale i ostatního fytoplanktonu, čili primárních producentů. S tímto faktem je třeba při experimentální aplikaci v přirozeném systému počítat a případně připravit inokulum žádoucího fytoplanktonu pro následné operativní použití.

Tab. 1 Sádka 7- vývoj sledovaných parametrů v průběhu experimentu na nádrži ošetřené kombinací PAX 18 a nanoFe

Datum odběru	Průhlednost	Turbidita	Fluorescence	QY ¹⁾	Chla (nekor.)	Chla (kor.)	Počet buněk	Počet buněk sinic
	m	RU	RU		mg.l ⁻¹ (avg)	mg.l ⁻¹ (avg)	ks	ks
19.8.	dno	10.88	80.585	0.28	26.2	24.3	161000	157000
20.8.	1	0	5.3	low	3.3	1.7	4400	4300
23.8.	0.8	32.06	65.125	low	6.2	4.6	9750	8050
26.8.		26.51	54.405	low	5.1	1.9	16000	14000
29.8.	0.7	19.415	50.99	low	3.8	2.2	2800	1200

¹⁾ QY – kvantový výtěžek fotosyntézy

Tab. 2 Sádka 9 – vývoj sledovaných parametrů v průběhu experimentu na nádrži ošetřené pouze PAX 18

Datum odběru	Průhlednost	Turbidita	Fluorescence	QY ¹⁾	Chla (nekor.)	Chla (kor.)	Počet buněk	Počet buněk sinic
	m	RU	RU		mg.l ⁻¹ (avg)	mg.l ⁻¹ (avg)	ks	ks
19.8.	0.35	44.01	1899	0.36	198.8	184.5	1850000	1830000
20.8.	1.4	2.344	63.715	0.28	21.3	17.1	95000	61000
23.8.	1.2	1.823	114.55	0.36	18.7	16.2	51000	43000
26.8.	1.2	2.563	79.82	low	16.8	12.2	77000	69000
29.8.	1.05	1.933	188.95	0.54	26.9	25.4	174000	160000

4 ZÁVĚR

Na základě srovnání obou zásahů ve sledovaných rybích sádkách lze konstatovat, že použitím nulmocného nanoželeza dosáhneme výrazně

dlouhodobějšího výsledku zejména ve snížení abundance sinic, eliminaci sinic ze sedimentu, kde se očitne část sinic po ošetření PAXem a zlepšení složení fytoplanktonu ve prospěch řas.

Literatura

- [1] Jančula, D., Maršálková, E., Maršálek, B. Organic flocculants for the removal of phytoplankton biomass. *Aquacult Int* 2011, Vol. 19, s. 1207–1216
- [2] Jančula, D. Maršálek, B. Seven years from the first application of polyaluminium chloride in the Czech Republic—effects on phytoplankton communities in three water bodies. *Chemistry and Ecology*, 2012, 28.6: 535-544.
- [3] Ševců, A., El-Temsah, Y.S., Jone, E.J., Černík, M. Oxidative Stress Induced in Microorganisms by Zero-valent Iron Nanoparticles. *Microbes Environ.* 2011, Vol. 26, No. 4, s. 271–281,
- [4] Slaninová, A., Máchová, J., Svobodová, Z. Fish kill caused by aluminium and iron contamination in a natural pond used for fish rearing: a case report. *Veterinární Medicína*, 2014, Vol. 59, no. 11, s. 573–581

Poděkování

Tento příspěvek vznikl v rámci řešení projektu TAČR – TA02021083 “Technologické a biologické postupy ke snížení obsahu fosforu a potlačení masového rozvoje sinic ve vodních nádržích včetně povrchových zdrojů pitných vod”.

**KYSLÍKOVÉ DEFICITY – PROJEV NESTABILITY
RYBNÍČNÍHO EKOSYSTÉMU?
OXYGEN DEPLETION – DEMONSTRATION OF POND ECOSYSTEM
INSTABILITY?**

Ivana BEDĚRKOVÁ^{1,✉}, Zdeňka Benedová², Libor Pechar^{1,2}

¹Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, Katedra krajinného managementu, Laboratoř aplikované ekologie

*²ENKI o.p.s., Třeboň
✉i.bederkova@seznam.cz*

Abstract

Phytoplankton plays a key role in primary production in pond ecosystem. Its species composition, seasonal dynamics and living manifestations (photosynthesis and respiration) significantly influence total ecosystem production and basic physico-chemical parameters of water quality. Enormous biomass growth causes fluctuations in pH and concentration of dissolved oxygen. Cause of these conditions, only few species of cyanobacteria prevail in the ecosystem. Cyanobacteria have very good adaptability for low light intensity. This ecosystem status becomes vulnerable and slightly instable. Sudden weather change could fail phytoplankton to collapse and consequent oxygen depletion. We registered this situation on eutrophic fishpond Klec in Třeboň area through seasonal comprehensive monitoring for research project focused on fishpond management. After sudden weather change phytoplankton collapsed and it took twelve days to restore amount of chlorophyll-a usual for eutrophic ponds.

Keywords: phytoplankton, water bloom, fishpond ecosystem, ecological stability

1 ÚVOD

Většinu rybníků v Čechách a na Moravě lze podle koncentrací živin (dusíku a fosforu) klasifikovat jako eutrofní nádrže. Dostatek živin umožňuje zpravidla velmi intenzivní rozvoj fytoplanktonu. Fytoplankton je hlavním producentem biomasy, na které závisí zooplankton, další součást potravního řetězce. Druhové

složení fytoplanktonu, sezónní dynamika a životní projevy (fotosyntéza a respirace) významně ovlivňují celkovou produkci rybníčního ekosystému i základní fyzikálně-chemické parametry kvality vody. V případě masivního nárůstu biomasy sinic a řas nastává snížení průhlednosti vody a vyčerpání živin z vodního sloupce. Intenzivní fotosyntéza, stejně jako respirační procesy způsobují enormní výkyvy v pH a v koncentraci rozpuštěného kyslíku. V extrémních případech vodní květ sinic dlouhodobě zvyšuje pH až k hodnotám okolo 10 [1]. Zároveň díky nízké průhlednosti dochází u dna k vyčerpání kyslíku a také k denitrifikaci. V takových podmínkách se ze sedimentů uvolňují amonné ionty, které při vysokém pH unikají z vodního sloupce jako plynný amoniak. Dochází k paradoxní situaci, kdy navzdory hnojení statkovými hnojivy může být dusík limitujícím prvkem. Nedostatek dusičnanů i amonia zvyhodňuje planktonní sinice, které jsou schopné fixovat molekulární dusík rozpuštěný ve vodě. Sinice jsou zároveň lépe adaptované na nízké intenzity světla než jiné taxonomické skupiny (např. zelené řasy nebo rozsivky) [2]. Dominance sinic ve fytoplanktonu vede ke snížení druhové diverzity a zjednodušení celého planktonního společenstva. Takový stav rybníčního ekosystému se stává snadno zranitelným a nestabilním. Náhlá změna vnějších podmínek může způsobit kolaps vodního květu a následný rozsáhlý kyslíkový deficit. Už hodnoty rozpuštěného kyslíku pod 6 mg/l jsou kritické a mohou působit negativně na rybí obsádku [3].

Ekologická stabilita je definována jako schopnost ekologického systému přetrvávat i za působení rušivého vlivu a reprodukovat své podstatné charakteristiky v podmínkách narušování zvenčí. Tato schopnost se projevuje jednak minimální změnou za působení rušivého vlivu nebo spontánním návratem do výchozího stavu, resp. na původní vývojovou trajektorii po případné změně. Přítomnost jednoho tohoto aspektu stačí, abychom hovořili o ekologické stabilitě [4, 5].

Zvyšující se eutrofizace rybníků se projevuje v nárůstu primární produkce, dochází ke změnám ve struktuře potravní sítě. Intenzivní predační tlak vyšších rybích obsádek způsobuje eliminaci velkého zooplanktonu, zastoupeného zejména perloočkami rodu *Daphnia*. Velký zooplankton je schopný zamezit rozvoji fytoplanktonu (řas a sinic). Pokud není fytoplankton v době nadbytku živin ničím omezován, potom velmi rychle dosáhne vysokých hodnot hustoty biomasy. V biomase fytoplanktonu zpravidla převládne několik málo druhů fytoplanktonu, dochází k větším výkyvům v pH a koncentracích rozpuštěného kyslíku a systém se stává nepředpověditelným [6]. Ripl [7] definuje disipační ekologickou jednotku (DEU), tj. takové uspořádání systému na různých úrovních (buňka-organismus-populace-ekosystém), které jsou schopné do určité míry

tlumit výkyvy (oscilace, fluktuace). Rybník je možné z tohoto pohledu vnímat také jako DEU.

Hodnocení stability rybníka je možné na dvou různých úrovních:

1) na úrovni dlouhodobé stability (jedna a více sezón): u biocenóz, kde generační doba je rok nebo delší – u rybníků litorál. Litorál představuje významný přechodový biotop mezi volnou hladinou rybníka a suchozemskými ekosystémy, dobře strukturovaný má velkou biodiverzitu. Zde lze uplatnit klasický přístup k hodnocení stavu společenstva (plošný rozsah, druhové složení, produkční charakteristiky a fyziologický stav dominantních druhů ...).

2), na úrovni krátkodobé stability: generační doba se pohybuje ve dnech – hodnocení planktonu. Zde se dá více uplatnit Riplovský přístup - hodnocení poměru velikosti biomasy (fytoplanktonu) a oscilace jeho produkčních charakteristik v prostředí jako projev DEU. Pokud se oscilace pohybují v rozsahu, kdy negativně ovlivňují ostatní složky ekosystému (zooplankton, ryby, litorál), systém lze hodnotit již jako méně stabilní až nestabilní.

2 MATERIÁL A METODY

2.1 Zájmové území

Podrobné sledování sezónního vývoje planktonu bylo realizováno na eutrofním rybníce Klec. Rybník Klec se nachází 1 km jihovýchodně od stejnojmenné obce v Třeboňské pánvi v nadmořské výšce 415 m nad mořem, zaujímá výměru 69 ha a patří k rybníkům s vyšší mírou eutrofizace. V letech 2008 - 2011 se průměrná produkce ryb pohybovala kolem 470kg/ha, průměrné dávky hnojiv a krmiv byly 2770 kg/ha a 1859 kg/ha. Na této lokalitě byla nainstalována měřicí stanice firmy Fiedler – Mágr (obr. 1), která měří po 10 minutách parametry vodního prostředí (tab. 1). Komplexní sledování probíhala v rámci výzkumného projektu VaV MŽP SP/2d3/209/07 „Rybníční hospodaření respektující strategii udržitelného rozvoje a podporu biodiverzity“.

2.2 Stručná charakteristika měřicí stanice Fiedler-Mágr (M40) a zpracování dat

Sledování probíhalo v letech 2008 až 2011 vždy ve vegetační sezóně na lokalitě Klec. Stanice byla umístěna na pevné plošině ve výtopě rybníka cca 200 m od břehu a 0,5 m nad vodní hladinou (Obr. 1). Naměřená data byla přenášena přes GSM modul do databáze na záložní server. Data byla exportována ve formátu CSV k dalšímu zpracování.

Tab. 1 : Přehled měřených veličin

měřená veličina	jednotka	měřená veličina	jednotka
srážky dešťové	mm	rychlost větru	m/s
vlhkost 2,5 m	%	hladina	mm
teplota 2,5 m	°C	teplota 0 cm (povrch dna)	°C
vlhkost 0,5 m	%	teplota -10 cm	°C
teplota 0,5 m	°C	teplota -20 cm	°C
sluneční záření – horní čidlo	W/m ²	teplota hladina	°C
sluneční záření – dolní čidlo	W/m ²	teplota hloubka 30 cm	°C
rozpuštěný kyslík	mg/l	teplota hloubka 40 cm	°C
tepl. kyslík	°C	teplota hloubka 60 cm	°C
pH	pH	teplota hloubka 80 cm	°C
tepl. pH	°C	směr větru	st

Kontinuální sledování umožňuje zachycení a vyhodnocení extrémních situací, které jsou pro eutrofní rybníky běžné, ale při terénním měření je toto jen těžko realizovatelné. Jednou z těchto situací, při které poklesl obsah rozpuštěného kyslíku až k nule, se budeme podrobněji zabývat.

2.3 Ekologická stabilita a měřené veličiny

Procesy probíhající v rybníku se vztahem k ekologické stabilitě nám dobře popisují následující veličiny. I na základě naměřených hodnot těchto veličin můžeme odhadovat, jak stabilní rybníční ekosystém je.

2.3.1 Teplota

Teplota ovlivňuje rychlost biologických procesů (např. respirace). Při vyšších teplotách v letním období dosahují respirační procesy v sedimentech i ve vodním sloupci maxima. V kombinaci s vysokou biomasou fytoplanktonu může během noci a k ránu dojít k téměř úplnému vyčerpání kyslíku z vody, což ohrožuje jak rybí obsádku, tak další složky rybníční biocenózy. Pokud dochází k tomuto stavu, nelze rybníční ekosystém hodnotit jinak než jako nestabilní.

2.3.2 pH a rozpuštěný kyslík

Fotosyntéza řas a sinic rozhodujícím způsobem ovlivňuje pH a koncentraci rozpuštěného kyslíku tj. nejdůležitější faktory určující stabilitu planktonu (jako

klíčového společenstva rybníční biocenózy). Kyslíkový režim významně ovlivňují také respirační procesy jak ve dně, tak ve vodním sloupci. Vysoké hodnoty pH (až 10) mohou způsobit nekrózy žaber ryb, kyslíkové deficity ohrožují nejen rybí obsádku, ale celý ekosystém.

2.3.3 Průhlednost a chlorofyl-a

Koncentrace chlorofylu-a slouží jako míra množství řas a sinic v planktonu. Čím více řas a sinic rybníční voda obsahuje, tím víc také klesá průhlednost, až k hodnotám jen 20cm. Dochází tak ke zhoršení světelných podmínek ve vodním sloupci. Při nedostatku světla pod hladinou mizí makrofyta a ještě více se zvyrazňuje role fytoplanktonu jako dominantního primárního producenta. V případě masivního nárůstu fytoplankton, často dominancí sinic, dochází kromě snížení průhlednosti vody také k vyčerpání živin. Takové situace představují riziko nestability vodního prostředí.

2.4 Odběr a příprava vzorků fytoplanktonu

Odběry vzorků fytoplanktonu probíhaly ve vegetačním období od května do října jednou za 14 dní v dopoledních hodinách. Směsný vzorek jsme získali pomocí tzv. planktonní trubky. Na jednom konci měla síťku nepropustnou pro velký zooplankton. Množství chlorofylu-a bylo stanoveno spektrometricky po extrakci v aceton-methanolové směsi metodou dle Pechara [8].

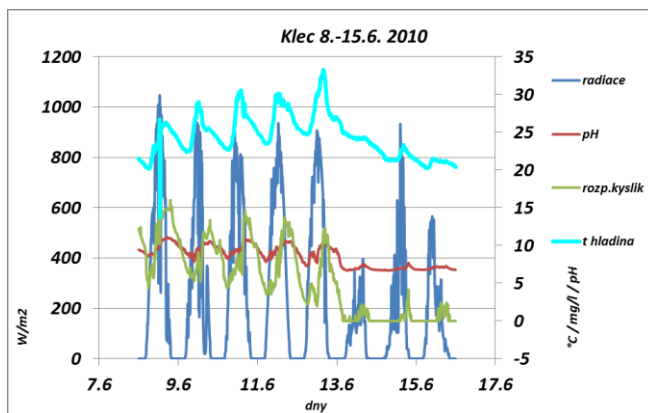
3 VÝSLEDKY

V průběhu sezónního měření rybníčních parametrů v roce 2010 došlo v první polovině června k zachycení zajímavé situace na rybníku Klec. Vlivem náhlé změny počasí nastal kolaps společenstva fytoplanktonu, tvořeného převážně sinicemi. Pokles množství rozpuštěného kyslíku ve vodě na kritickou hodnotu pro rybí obsádku nastal během 12 hodin. Obr. 2 ukazuje denní průběhy množství dopadajícího slunečního záření, teploty vody měřené u hladiny, množství rozpuštěného kyslíku a pH před a po kolapsu fytoplanktonu. Zřetelně je patrný zlom, kdy se změnilo počasí, zejména na hodnotách dopadajícího záření a teplotě vody. Následoval prudký pokles produkce kyslíku, jak sinice hromadně odumíraly.

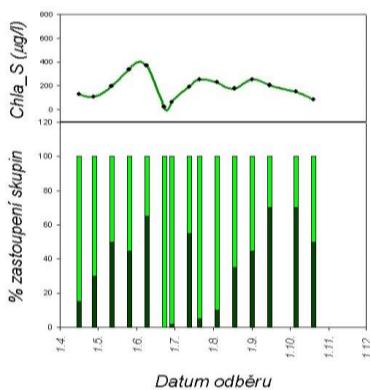
Teploty vody byly měřeny ve více výškách vodního sloupce (viz Tab. 1), teplota vody u hladiny byla pro demonstraci vybrána z toho důvodu, že nejvíce fotosyntetizujících řas a sinic je zastoupeno právě u hladiny, kde mají ideální světelné podmínky.



Obr. 1 Měrná stanice.

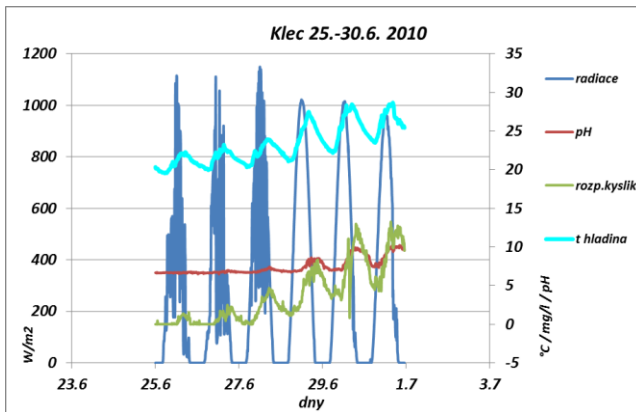


Obr. 2 Denní průběh radiace, rozpuštěného kyslíku, pH a teploty vody na hladině před a po kolapsu sinic



Obr. 3 Koncentrace chlorofylu-a a podíl sinic (světle zelené části sloupce) na celkové biomase fytoplanktonu během sezóny 2010.

Rychlost změny v množství fytoplanktonu a změnu podílu sinic v biomase fytoplanktonu před a během kritické situace ukazuje Obr. 3. Zatímco před kolapsem vodního květu dosahovalo množství chlorofylu-a až 400 $\mu\text{g/l}$, po kolapsu kleslo téměř k nule. Během této doby nestačily zbylé zelené řasy pokrýt nároky na kyslík respirující biocenózy. Navíc i vlivem rozkladu organického materiálu z odumřelých uhynulých sinic se respirace zdatelně zvýšila. Průběh množství chlorofylu-a je zachycen v horní části Obr. 3, dolní část zobrazuje procentické zastoupení sinic (světle zelené části sloupce) a ostatních zelených řas (tmavě zelené části sloupce) ve vzorku.



Obr. 4 Denní průběh radiace, rozpuštěného kyslíku, pH a teploty vody na hladině při obnovení stavu před kolapsem sinic

Plné obnovení stavu před kolapsem trvalo cca 12 dní, kdy i množství chlorofylu vystoupalo na hodnoty obvyklé u eutrofních rybníků. Počáteční fázi obnovy stavu obvyklého u eutrofních rybníků znázorňuje Obr. 4. Hodnoty dopadajícího slunečního záření opět dosahovaly až na téměř 1200 W/m^2 a se zvyšujícím se příkonem slunečního záření začala opět vzrůstat i teplota vody, zejména u hladiny. Návrat těchto optimálních podmínek umožnil rychlý rozvoj fytoplanktonu, což je patrné i z křivky zobrazující množství rozpuštěného kyslíku ve vodě. V mezidobí od 16. – 25. 6. 2010 se naměřené hodnoty rozpuštěného kyslíku pohybovaly kolem nuly, i když se rybáři snažili doplnit chybějící kyslík spuštěním aerátorů a pro obnovu fytoplanktonu byl umožněn přítok vody ze sousedního rybníka. Po kritických 12 dnech řasy a sinice opět narostly do množství schopného pokrýt produkci kyslíku požadavky rybníčního ekosystému a především rybí obsádky.

Z obrázků 2 a 4 (před kolapsem a pak po plném obnovení stavu před kolapsem) jsou z průběhu křivek zachycujících množství rozpuštěného kyslíku

a pH patrné také velké oscilace, typické právě pro eutrofní až hypertrofní rybníky.

4 DISKUZE A ZÁVĚRY

Podle Baricy [9] a Jeppesena a kol. [10] by mohl být důvod kolapsu druhů vytvářejících vodní květ ve vyčerpání živin. I přes bohatou dotaci rybníků živinami nelze toto vysvětlení úplně vyloučit. Nicméně pravděpodobnějším vysvětlením se jeví kolaps spojený s náhlou změnou počasí, kdy se během několika dnů znatelně ochladí, zatahne (pokles radiace) a zvýší proudění vzduchu. Tuto domněnku potvrzují naše poznatky z odběru vzorků na projekt VaV i z dalších rybníků Třeboňské pánve, především Nadějské soustavy (o všech těchto rybnících se dá říci, že jsou eutrofní). Při pravidelném vzorkování byl často pozorován stav „mrtvé vody“ na některém z rybníků, pokaždé po citelné změně počasí (ze slunečného zataženo s přeháňkami). To potvrzují i pozorování Baricy [11], který uvádí, že většině případů zaznamenaných kolapsů řas předcházely znatelné poklesy o několik stupňů v teplotě vody a dešť. Rybníky jsou často mělké a malé a teplotní režim je velmi ovlivněn počasím. Slunečné a teplé počasí vytváří ideální podmínky pro rozvoj růstu sinic. Snížení denního přísunu sluneční radiace způsobuje, že vodní květ již nemůže existovat v takovém měřítku a masivně kolabuje. Úhyn řas je následován bakteriálním rozkladem a posléze vyčerpáním kyslíku. Zjednodušení druhového složení fytoplanktonu, extrémně až na jeden dominantní druh, je velmi riziková a nestabilní situace. Na zranitelnost systému s převažujícím jedním druhem upozorňují Boyd, Prather a Parks [12]. K tomuto problému došlo i v naší přesně zdokumentované situaci na rybníku Klec, nicméně druhově chudší s převažujícím zastoupením několika málo druhů sinic jsou až na výjimky i společenstva ostatních eutrofních rybníků Třeboňské pánve. S menší nadsázkou můžeme říci, že za určitých podmínek se dá kolaps fytoplanktonu předvídat a připravit se na něj, či ještě lépe mu předejít vhodně zvoleným rybářským managementem.

Pokud si rybníky mají zachovat přirozený základ produkčních procesů, potom je nutné udržet jejich ekologickou stabilitu a zachovat také jejich přírodní hodnoty. Vysoký stupeň eutrofizace vytváří podmínky, které umožňují převládnutí několika málo druhů sinic. Společně kombinace vysoké biomasy a intenzivních procesů pak zvyšuje pravděpodobnost náhlých kolapsů a s nimi spojených kyslíkových deficitů. Ty pak ve většině případů následují úhyny ryb v masovém měřítku.

Literatura

- [1] PECHAR, L. Impacts of long-term changes in fishery management on the trophic level and water quality in Czech fishponds. *Fisheries Management and Ecology* (BlackwellSci.) 7, 2000. 23–31
- [2] REYNOLDS, C. *The Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press, 2006. 552 s. ISBN 9780521605199
- [3] Nařízení Vlády č. 71/ 2003 Sb. *O stanovení povrchových vod vhodných pro život a reprodukci původních druhů ryb a dalších vodních živočichů a o zjišťování a hodnocení stavu jakosti těchto vod*
- [4] MÍCHAL, I. *Ekologická stabilita*. Brno: Veronica, 1994. 275 s. ISBN 80-85368-22-6.
- [5] MOLDAN, B. *Podmaněná planeta*. Praha: Karolinum. 2009. 419 s. ISBN 978-80-246-1580-6.
- [6] COTTINGHAM, K.L., RUSAK, J. A., LEAVITT, P.R. Increased ecosystem variability and reduced predictability following fertilisation: Evidence from palaeolimnology. *Ecology Letters*, Vol. 3, 2000. 340-348
- [7] RIPL,W.: Water: the bloodstream of the biosphere. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B*, 358,2003. 1921–1934
- [8] PECHAR, L. Use of an acetone: metanol mixture for the extraction and spectrophotometric determinativ of chlorophyll-a in phytoplankton. *Algological Studies / Archiv für Hydrobiologie, Supplement Volumes*, no. 46, 1987. 99-117
- [9] BARICA, J.: Hypereutrophy. The ultimate stage of eutrophication. *Water Quality Bulletin* 6, 1981.95-99
- [10] JEPPESEN, E., SONDERGAARD, M., SORTJAER, O., MORTENSEN, E., KRISTENSEN,P. Interactions between phytoplankton, zooplankton and fish in a shallow hypertrophic lake: a study of fytoplankton collapses in Lake Sobigard, Denmark. *Hydrobiologia*,191,1990.149-164.
- [11] BARICA, J. Collapses of Aphanizomenon flos-aquae blooms resulting in massive fish kills in eutrophic lakes: effect of weather. *International Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie Verhandlungen* 20, 1978. 208-213
- [12] BOYD, C. E., PRATHER, E. E., PARKS, R.W. Sudden mortality of a massive fytoplankton bloom. *Weed Science* 23, 1975. 61-67

ZÁMECKÝ RYBNÍK V LEDNICI - ZMĚNY KVALITY VODY V ZÁVISLOSTI NA INTENZITĚ RYBÁŘSKÉHO HOSPODAŘENÍ

ZAMECKY POND AT LEDNICE – CHANGES IN WATER QUALITY
DEPENDING ON INTENSITY OF FISH MANAGEMENT

Radovan KOPP^{1,✉}, Andrea Ziková¹, Jan Mareš¹

¹Mendelova univerzita v Brně, Ústav zoologie, rybářství, hydrobiologie a včelařství,
Zemědělská 1, 613 00 Brno
[✉]fcela@seznam.cz

Abstract

Zamecký pond in Lednice in Moravia is National Nature Reserve and due to special restriction, fishery management is markedly limited. Density of fish stock is the main key factor that affects water quality and development of other pond populations (phytoplankton, zooplankton). In former times Zamecký pond had high fish stock density that caused low water transparency, variation in basic physico-chemical parameters and high abundance of cyanobacteria and green algae. Since 2004, the pond has been without any fishery management that led to changes in water chemistry and species diversity of plankton communities. The positive change in water quality was only short-term. Ending of fishery management at the Zamecký pond did not have positive effect on improvement of water quality.

Keywords: water quality, fish stock, National Nature Reserve

1 ÚVOD

Zámecký rybník o velikosti 30 ha se nachází na Jižní Moravě u hranic s Rakouskem v katastrálním území města Lednice na Moravě. Rybník, s jehož výstavbou se začalo v roce 1805, je spolu s okolní krajinou součástí rozsáhlého Lednicko-valtického areálu a tvoří jedinečný krajinařský celek zařazený v roce 1996 do seznamu Světového kulturního a přírodního dědictví UNESCO v kategorii kulturní krajina. Lokalita je významná též z přírodovědného hlediska, a proto již od roku 1953 je území Zámeckého rybníka součástí SPR „Lednické rybníky“ zřízenou za účelem ochrany ptactva a jiné fauny, flóry a krajinného rázu, v současné době má rybník statut NPR. Lednické rybníky jako mokřady

mezinárodního významu byly zařazeny v roce 1990 do seznamu Ramsarské úmluvy.

Kvalita vody a složení planktonních společenstev Zámeckého rybníka je značně ovlivněno intenzitou rybářského obhospodařování a přítokovou vodou z řeky Dyje. Již Bayer a Bajkov [1] charakterizují Zámecký rybník jako úživný (eutrofní), nicméně chov ryb probíhal zpočátku extenzivním způsobem. V průběhu let mezi dvěma světovými válkami se chov začal stávat intenzivnějším a byl doprovázen vápněním, hnojením organickými hnojivy a příkrmováním. Po 2. světové válce intenzifikace výroby ryb dále sílila, zvyšovaly se obsádky ryb, přistoupilo se k hnojení minerálními hnojivy (superfosfát, dusíkatá hnojiva). Později došlo k další intenzifikaci chovu ryb, díky zhuštěným obsádkám, introdukci býložravých ryb (*Ctenopharyngodon idella*, *Hypophthalmichthys molitrix*, *H. nobilis*) a intenzivnímu krmení. Intenzifikace rybářské výroby vedla postupně ke snížení průhlednosti vody a ke zvýšení biomasy fytoplanktonu a degradaci rostlinných i živočišných společenstev.

Pro obnovení druhové diverzity vodních organismů byla vypracována studie rybářského hospodaření na soustavě Lednických rybníků, zahrnující snížení rybích obsádek, omezení vysazování býložravých ryb, realizaci částečného letnění rybníků, opatření vedoucí k postupnému snižování trofie vody a podpoře rozvoje vodní vegetace [2]. Hospodaření na Zámeckém rybníce tak od roku 1994 začalo doznávat výrazných změn, které vedly v roce 2004 až k úplnému vyloučení nasazované obsádky ryb.

Od roku 2005 bylo postupně vypracováno několik plánů péče pro Lednické rybníky. Základním předmětem ochrany v území je zajištění optimálního vývoje společenstev vázaných na vodní prostředí, biotop litorálů a břehových biocenóz, ochrana přítomných živočišných a rostlinných taxonů zařazených mezi druhy zasluhující zvláštní ochranu a zajištění podmínek pro návrat vzácných a ohrožených druhů, jejichž výskyt nebyl v poslední době potvrzen [3].

2 VÝSLEDKY A DISKUZE

Výrazný vliv na jakost vody a kvalitativní složení a abundanci planktonu má rybí obsádka sledovaného rybníka. Intenzivní chov ryb (především kapra a býložravých ryb) prováděný na rybníce od poloviny minulého století spojený s příkrmováním ryb obilninami vedl k vysoké abundanci sinic a řas a výskytu pouze drobného zooplanktonu. Vysoký tlak ryb na potravu dna způsoboval uvolňování biogenů ze dna rybníka a vířením sedimentů se výrazně snižovala i průhlednost vody. Od roku 1994, kdy se začalo hospodaření na rybníce upravovat dle požadavků ochrany přírody, byla nasazovaná obsádka kapra snížena. Částečné snížení obsádky ryb nemělo požadovaný efekt na zlepšení

kvality vody Zámeckého rybníka a tak od roku 2000 byla každoročně nasazovaná obsádka kapra výrazně redukována až k úplnému vyloučení nasazování ryb. Jak vyplývá z Tab. 1, snížení nasazované obsádky se na produkci rybníka výrazně neprojevovalo, zejména díky výraznému zvýšení obsádky drobných kaprovitých ryb, především invazního druhu karase stříbřitého (*Carassius auratus*), která se do rybníka dostává s přítokovou vodou z řeky Dyje. Od roku 2004 již není rybník rybářsky obhospodařován a jeho rybí obsádku tak lze jen odhadovat. Na základě výše obsádky drobných ryb v posledních letech, kdy byl ještě rybník obhospodařován, lze usuzovat na rychlé zvyšování abundance drobných kaprovitých ryb, která již po 2-3 letech od vyloučení rybářského hospodaření bude hmotnostně dosahovat výše obsádek, které na rybníce byly v devadesátých letech. Tuto domněnku potvrzuje i monitoring fyzikálně-chemických parametrů Zámeckého rybníka z posledních let.

Tab. 1 Množství a produkce ryb (kg) vylovených ze Zámeckého rybníka v letech 1996-2003.

ROK	kapr	bílá ryba	dravci	Produkce
	výlovek (kg)	výlovek (kg)	výlovek (kg)	kg.ha ⁻¹
1996	13420	2950	380	558
1997	17370	650	1350	646
1998	20750	700	330	726
1999	16420	1550	570	618
2000	14280	1880	630	560
2001	10100	3300	820	474
2002	9800	2800	680	443
2003	6000	9000	1120	537

Základní fyzikálně-chemické parametry Zámeckého rybníka uvedené v tabulkách č. 2 a 3 potvrzují názor, že se jedná o úživnou a na základní biogeny bohatou vodu. Průhlednost vody v období s nasazovanou obsádkou kapra byla po většinu vegetačního období nízká, v roce 2002 díky souvislému pokryvu hladiny sinicemi vodního květu dokonce krátkodobě i nulová. Po vyloučení nasazované obsádky ryb v roce 2004 došlo k výraznému zvýšení průhlednosti vody, kdy po většinu vegetačního období byl rybník průhledný až na dno. S postupným zvyšováním obsádky plevelných ryb se průhlednost vody postupně snižovala a v posledních letech (2008-2015) se již opět pohybuje na obdobných nízkých hodnotách jako v letech 2001-2003. Krátkodobé zvýšení průhlednosti v letech 2013-2014 bylo způsobeno vypuštěním rybníka (podzim 2012 a 2013)

kvůli opravám nápustného a výpustného objektu rybníka. Obsádka ryb tak byla výrazně redukována vypuštěním s vodou do řeky Dyje.



Obr. 1 Zámecký rybník v srpnu 2004, první rok po vyloučení rybářského hospodaření s bohatým rozvojem okřehku



Obr. 2 Zámecký rybník v dubnu 2014, první rok po opravě výpustního zařízení

Tab. 2 Základní fyzikálně-chemické parametry Zámeckého rybníka a hodnota chlorofylu a v průběhu vegetačních sezón let 1996-2015. (uvedena je průměrná, minimální a maximální hodnota za sledované období)

ROK	Průhlednost	pH	O ₂	Vodivost	Chlorofyl a
	cm		%	mS.m ⁻¹	µg.l ⁻¹
1996		8,22 7,0 – 8,9	110 65 – 169	52,3 47,5 – 56,3	
1997		9,08 7,6 – 9,3	125 43 – 174	49,0 45,7 – 55,3	
1998		8,33 7,9 – 8,7	113 58 – 159	59,2 51,3 – 69,4	
2001	41 25 – 90	8,59 7,9 – 9,2	107 58 – 201	53,7 47,3 – 58,5	
2002	45 0 – 150	8,68 7,6 – 10,3	119 41 – 335	52,3 42,9 – 64,7	129,9 45 – 325
2003	49 20 – 80	8,71 8,1 – 9,6	81 37 – 180	53,5 46,9 – 59,0	240,1 18 – 2389
2004	148 110 – 150	8,65 7,8 – 10,2	79 40 – 173	57,9 53,9 – 62,3	5,5 2 – 15
2005	74 60 – 110	8,78 8,2 – 9,2	93 45 – 133	55,5 52,2 – 64,7	81,7 26 – 144
2006	91 70 – 130	8,59 7,8 – 8,9	85 42 – 130	64,9 48,7 – 81,4	78,7 23 – 125
2007	110 80 – 150	9,02 8,5 – 9,9	91 46 – 119	62,8 61,2 – 63,7	29,5 16 – 37
2008	44 35 – 60	8,78 8,2 – 9,2	92 70 – 108	53,7 51,2 – 57,6	263,1 86 – 458
2009	47 30 – 80	9,30 8,8 – 10,0	157 116 – 190	44,0 39,7 – 51,4	210,2 120 – 336
2011	43 25 – 60	8,96 8,7 – 9,1	138 84 – 171	59,8 45,1 – 67,0	
2012	41 30 – 50	9,03 8,7 – 9,5	106 65 – 127	58,0 52,0 – 68,6	
2013	58 25 – 100	8,88 8,2 – 9,6	100 56 – 212	51,6 45,4 – 56,3	
2014	75 30 – 195	9,13 8,6 – 9,7	87 56 – 153	61,2 53,2 – 70,1	
2015	43 30 – 60	8,88 8,5 – 9,5	112 108 – 118	60,4 56,0 – 64,8	

Tab. 3 Chemické parametry Zámeckého rybníka v průběhu vegetační sezóny let 1999-2011. (uvedena je průměrná hodnota za sledované období)

ROK	KNK	N-NH ₄	N-NO ₃	N-NO ₂	Pc	P-PO ₄	CHSK _{Mn}	CHSK _{Cr}
	mmol.l ⁻¹	mg.l ⁻¹	mg.l ⁻¹	mg.l ⁻¹	mg.l ⁻¹	mg.l ⁻¹	mg.l ⁻¹	mg.l ⁻¹
1999	3,35	1,32	3,15	0,005		0,180	14,2	
2000	2,80	2,22	3,00	0,003		0,100	23,5	
2001	2,20	3,21	1,31	0,046		0,048		104
2002	3,36	0,31	0,69	0,068	0,27		12,3	48
2003	1,39	0,62	0,63	0,016	0,06		9,5	58
2004	2,65	0,61	0,63	0,032	0,23		13,7	24
2005	3,09	0,84	1,32	0,011	0,21	0,083	16,8	30
2006	2,77	0,87	2,32	0,037	0,21	0,026	11,3	37
2007	3,02	0,19	0,20	>0,001	0,68	0,210	11,9	38
2009	2,16	0,05	0,81	0,015	0,46	0,016	16,3	49
2011		>0,05	1,58	0,009		0,060		

Hodnota pH byla po celé sledované období vysoká, především díky intenzivní fotosyntéze sinic a řas. I v roce 2004, kdy byla biomasa fytoplanktonu nízká, ke snížení hodnoty pH nedošlo z důvodu nadměrného rozvoje submerzních makrofyt a vláknitých řas. Obdobně jako hodnota pH i nasycení vody kyslíkem, které je závislé především na fotosyntéze sinic, řas a submerzních makrofyt se, bez ohledu na výši obsádky ryb, výrazněji neměnilo. V průběhu dne bývá voda Zámeckého rybníka kyslíkem výrazně přesycena a v brzkých ranních hodinách bývají naopak hodnoty nasycení vody kyslíkem velmi nízké. Vodivost vody se v průběhu let výrazněji nemění a v případě Zámeckého rybníka se pohybuje nejčastěji v rozpětí 45 až 70 mS.m⁻¹. Zvýšení vodivosti v roce 2006 je dáváno do souvislosti s jarními povodněmi v dané oblasti, kdy došlo k zatopení rybníka a zvýšení přísunu látek z okolního prostředí.

Velice dobrou vypovídací hodnotu o biomase sinic a řas v rybníce má hodnota chlorofylu a. Vysoké hodnoty chlorofylu z let 2002-2003 byly po vyloučení nasazované obsádky ryb výrazně nižší a k opětovnému výraznému zvýšení hodnot chlorofylu došlo až v letech 2008-2009 spolu se zvýšením obsádky plevelných ryb. Obdobný trend postupného poklesu hodnot k roku 2004 a poté postupnému zvyšování hodnot vykazují organické látky (CHSK). Hodnoty fosforu v rybníce jsou vysoké, což je dáno především každoročně bohatě dotovaným přísunem nové organické hmoty (spad listí) a na fosfor bohatou přítokovou vodou z řeky Dyje. Zlepšení vykazuje hodnota

amoniakálního dusíku, kdy vysoké hodnoty z let 1999-2001 se v průběhu posledních sledovaných let výrazně snížily. Vyšší hodnoty amoniakálního dusíku byly zvýšeny i vyšším přísunem na dusík bohatých látek do rybníka (příkrmování ryb). Ostatní sledované chemické parametry jsou po celé období poměrně stabilní (N-NO₂) nebo kolísají v závislosti na abundanci fytoplanktonu a intenzitě fotosyntézy (N-NO₃, P-PO₄).

Fytoplankton Zámeckého rybníka se vyvíjel v jednotlivých letech (mimo rok 2004) velmi podobně. Z počátku vegetační sezóny v jarních měsících se nejčastěji vyskytovali zástupci z oddělení cyanobacteria, avšak rody, které nevytvářejí typické vodní květy sinic (*Merismopedia*, *Aphanocapsa*, *Pseudanabaena*) spolu s rozsivkami, především rodů *Nitzschia*, *Navicula*, *Fragilaria* a *Stephanodiscus*. V průběhu letních měsíců na Zámeckém rybníce dochází k ústupu rozsivek na úkor zelených řas (*Micractinium*, *Scenedesmus*, *Desmodesmus*, *Pediastrum*) a především sinic, které se stávají dominantní skupinou fytoplanktonního společenstva. Nejčastěji se vyskytují nejběžnější rody planktonních sinic *Microcystis*, *Dolichospermum* a *Aphanizomenon*. Obdobný výskyt sinic vodního květu byl na rybníce pozorován již ve třicátých letech minulého století [4]. Na konci vegetační sezóny obvykle v na počátku října se začínají opět ve větší míře objevovat rozsivky (*Aulacoseira*, *Cyclotella*, *Nitzschia*, *Stephanodiscus*) a zástupci oddělení Euglenophyta (*Euglena* a *Trachelomonas*). Abundance fytoplanktonu Zámeckého rybníka je vysoká v průběhu celé vegetační sezóny a dosahuje většinou statisíců buněk v 1 mililitru. Podrobnější složení fytoplanktonních společenstev Zámeckého rybníka uvádí [5].

Výrazný zlom ve složení fytoplanktonního společenstva nastal v roce 2004, kdy došlo k výraznému snížení abundance fytoplanktonu a hodnot chlorofylu a. Nízká rybí obsádka umožnila rozvoj submerzních vodních makrofyt (*Ceratophyllum demersum* a *Potamogeton crispus*). V jarním období rovněž nastal bohatý rozvoj vláknitých řas (rody *Oedogonium*, *Spirogyra*, *Cladophora* a *Ulva*), které byly v letním období postupně vytlačeny společenstvem plovoucích vodních rostlin (*Lemna minor* a *Spirodela polyrhiza*). Společenstvo okřehků pokrývalo v průběhu měsíců srpen-září významnou část rybníka (přibližně 1/3 až 1/2 plochy) a mělo negativní vliv na chemický režim lokality (Obr. 1). Od roku 2005 se biomasa sinic a řas na Zámeckém rybníce začala opět zvyšovat a v posledních letech již opět dominují po většinu vegetační sezóny planktonní druhy sinic.

Po většinu sledovaného období byl na počátku vegetační sezony zooplankton tvořen středně velkými druhy, především perloočkami *Daphnia galeata* a *D. longispina*. Postupně s rostoucí teplotou vody a zvyšujícím se predačním tlakem ryb se velikost zooplanktonu měnila na drobnější, tvořený

malými perloočkami *Bosmina longirostris*, *Chydorus sphaericus*, malými buchankami *Acanthocyclops robustus*, *Thermocyclops crassus* a vířníky více rodů. Druhové složení zooplanktonu Zámeckého rybníka je ovlivňováno i přítokovou vodou z VD Nové Mlýny, odkud jsou do rybníka přinášeny druhy typické pro velké vodní biotopy, především *Bosmina coregoni*, *Daphnia cucullata* a *Leptodora kindtii*, které se na ostatních rybnících v okolí Lednice nevyskytují [6].

Sukcese zooplanktonu v jednotlivých letech je podobná, celkový počet taxonů se postupně zvyšoval, ale od roku 2006 nejsou o struktuře a abundanci zooplanktonu Zámeckého rybníka dostupné žádné údaje. V období 1996-1997 bylo zjištěno 31 zooplanktonních taxonů, v letech 2001 až 2002 celkový počet taxonů zooplanktonu stoupl na 46. V období 2005 až 2006 došlo k dalšímu zvýšení celkového počtu zooplanktonu, který dosáhl 56 taxonů. Průměrná hodnota abundance zooplanktonu ve vegetačním období 1996 až 1997 činila 804 ks.l⁻¹, v letech 2001 až 2002 průměrná byla hodnota abundance 427 ks.l⁻¹ a v období 2005 až 2006 stoupla průměrná abundance zooplanktonu ve vegetačním období na 1104 ks.l⁻¹ [6].

3 ZÁVĚR

V posledních přibližně 20 letech, díky zvýšenému zájmu o lokalitu z přírodně-ochranářského hlediska je i podrobněji sledována jakost vody a složení společenstva planktonu Zámeckého rybníka v Lednici na Moravě. Z uvedených výsledků je zřejmé, že krátkodobé zlepšení některých ukazatelů po vyloučení nasazování rybí obsádky (průhlednost, chlorofyl a, CHSK) nemělo dlouhého trvání a v současnosti je jakost vody Zámeckého rybníka v obdobné kvalitě jako při běžném rybářském hospodaření v minulosti (Obr 2). Druhová skladba planktonu je v průběhu sledovaného období bez výraznějších změn a požadovaného výskytu velkých druhů perlooček spolu s vyšší průhledností vody nebylo dosaženo. Bez každoročně lovené obsádky kapra navíc dochází ke zvyšování obsahu biogenů v rybníce z bohatého přísunu nevyužité organické hmoty (především spad listů) a k jeho výraznějšímu zazemňování. Rybníční ekosystém je velmi dynamický a vyloučením nebo výrazným omezením rybníčního hospodaření se jen uvolní životní prostor pro rychle se šířící druhy ryb, které většinou ještě více redukují populaci zooplanktonu, než na potravu dna zaměřený kapr. V rybnících podobného typu jako je Zámecký rybník v Lednici, s každoroční vysokou dotací živin, nelze při redukci rybníčního hospodaření očekávat požadované zlepšení jakosti vody. K revitalizaci rybníka bude nutné jeho odbahnění a vhodně zvolené rybářské hospodaření, které povede

k zabránění rozvoje nežádoucích invazních druhů ryb a přispěje k utvoření stabilního rybníčního ekosystému.

Literatura

- [1] BAYER, E., BAJKOV, A. 1929. *Hydrobiologická studia rybníků lednických. I. Výzkum heleoplanktonu a jeho poměrů kvantitativních.*- Sbor. VŠZ Brno,(D) 14: 1-165
- [2] LÁZNIČKOVÁ, S. 1993. *Plán péče na období 1994 - 1999. Lednické rybníky*, Brno
- [3] FORMÁNEK, R., HOLÁNOVÁ, S., PROCHÁZKOVÁ, V., SLAVÍK, P., ZAJÍČEK, R. 2005. *Plán péče pro národní přírodní památku Lednické rybníky na období 2006 – 2013. Lednické rybníky*, Brno
- [4] ZAPLETÁLEK, J. 1932. Vodní květ a plankton na Lednicku v letech 1930 a 1931.- Zprávy komise na přír. výzkum Moravy a Slezska, odd. bot., 10 (14): 1-22
- [5] KOPP, R. 2006. *Phytoplankton of the Zámecký Pond*. Czech Phycology 6: 111-125
- [6] SUKOP, I. 2008. *Zooplankton zámeckého rybníka*. Acta Universitatis agriculturae et silviculturae Mendelianae Brunensis. 56, 1: 189-199

BAGRY, JEŘÁBI A BOHDANEČSKÝ RYBNÍK

DIGGERS, CRANES AND POND BOHDANEČ

Vlastimil PEŘINA^{1,✉}

Abstract

Pond Bohdaneč is the biggest fishpond of the former Pernštejn's pond system. The arrangements made by the management to maintain and renew the original biotopes have been implemented in this area of the national natural reserve since 1993.

The last phase of revitalization was carried out between years 2013 and 2015. The tremendous work consisted of removal of bottom deposits, modification of a littoral zone and creation of lagoon and island system.

The main purpose was a creation of varied biotopes. It helped to create better conditions for an occurrence and reproduction of many kinds of organisms - for example molluscs, amphibians and birds.

Keywords: bottom deposits, littoral zone, biodiversity

1 STRUČNÝ HISTORICKÝ VÝVOJ LOKALITY

Bohdanečský rybník je největší existující rybník bývalé perňštejnské rybníční soustavy budované na přelomu 15. a 16. století. Koncem 16. století čítala soustava 253 rybníků s celkovou plochou přes 3 000 hektarů. Napájena byla Opatovickým kanálem. V současné době je Bohdanečský rybník jedním ze zlomku rybníků, které se dochovaly ze starší doby.

V roce 1903 se udává rozloha rybníka 328 hektarů, v roce 1967 méně než 150 hektarů, v současné době je to přibližně 90 hektarů volné vodní plochy a 80 ha litorálních porostů [1].

Historicky byl rybník vždy považován za zcela mimořádnou ornitologickou lokalitu.

Na rozlehlé rákosiny navazovaly v době vyhlášení rezervace v roce 1951 desítky hektarů ošticových luk. Podmáčené louky převažující i v širším okolí rezervace byly domovem celé řady druhů bahňáků. Tehdy u rybníka pravidelně hnízdilo například až 15 párů břehouše černoocasého. Druhá polovina 20. století přinesla i do rezervace rozsáhlé změny ve způsobu zemědělského využívání krajiny. Mokřadní louky přestaly být koseny a postupně začaly zarůstat náletovými dřevinami a porosty rákosy. Chov kaprů v rybníce se zintenzivnil. Na

tzv. Polákově poloostrově probíhal až do roku 1974 chov vodní drůbeže. Rozorány a odvodněny byly velké plochy pozemků navazujících na rezervaci. Postupně došlo k přeměně hnízdních biotopů a k omezení potravní nabídky pro ptáky.

Od roku 1993 jsou na území NPR realizována managementová opatření za účelem udržení a obnovy původních biotopů (kosení luk s cílem omezit šíření rákosu, likvidace náletových a nepůvodních dřevin). Od roku 1999 probíhají postupně rozsáhlé revitalizační zásahy (obnova rybníka Matka, budování tůní, odbahnění Bohdanečského rybníka a rekonstrukce rákosin).

2 DOKONČENÍ REVITALIZACE BOHDANEČSKÉHO RYBNÍKA

Poslední etapa revitalizace probíhala v letech 2013-2015. Byl odstraňován dnový sediment, upravována litorální pásma, budovány soustavy lagun a ostrůvků. Sedimenty byly odváženy na mezideponie a následně na zemědělské pozemky. Částečně byly použity na vytvoření ostrova a hrázky oddělující Dolanskou zátoku. Došlo ke zvětšení vodní plochy a k výraznému rozčlenění monocenóz rákosu a obnovení tzv. mokrých rákosin. Hlavní práce probíhaly v zimních měsících, přičemž jejich průběh značně komplikoval mírný průběh počasí s malým počtem dnů, kdy teploty klesaly významněji bod mrazu. Celkem bylo manipulováno se 150 tis. m³ sedimentu.



Obr. 1 Transport řídkého sedimentu ze dna na mezideponii.

Projekt byl financován z Operačního programu Životní prostředí, prioritní osy 6 – Zlepšování stavu přírody a krajiny, oblasti podpory 6.2 Obnova biodiverzity. Celkové náklady projektu činily 85 mil. Kč. Investorem byla Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.



Obr. 2 Nově rozčleněný okraj rákosového litorálu.



Obr. 3 Porost vodňanky žabí a bublinatky jižní v Dolanské zátocce.

3 ZÍSKANÉ EFEKTY A BUDOUCNOST LOKALITY

Realizace projektu přispěla ke zlepšení podmínek pro výskyt a rozmnožování mnoha druhů živočichů, zejména měkkýšů, obojživelníků a ptáků. NPR Bohdanečský rybník zůstává významnou ornitologickou lokalitou (pravidelně zde hnízdí např. jeřáb popelavý, bukač velký, bukáček malý, husa velká aj.). Už během realizace akce došlo k obnovení hnízdní kolonie racků chechtavých. V letech 2014-2015 poblíž kolonie racků úspěšně vyhnízdlilo několik párů potápek černokrkých. Doloženo bylo historicky první hnízdění rybáků obecných ve východních Čechách.

V území se rozmnožuje deset druhů zvláště chráněných obojživelníků. Populace zvláště chráněných bezobratlých druhů jsou stabilní. Po několika desítkách let, kdy byly tyto druhy na lokalitě neznámé, se objevily vzácné druhy rostlin jako například bublinatka obecná a leknín bílý.

Na místě dřívější 15 ha převážně terestrické rákosiny s náletovými dřevinami protkané chodníky divokých prasat vznikl v Dolanské zátocce unikátní prostor o průměrné hloubce vody 40 cm s mozaikou ponechaných rákosin oddělený od rybníka hrázkou s česlemi. V zátopě rybníka byl vybudován nový ostrov. Odstraněn byl hektarový porost olšového lesa uprostřed slatinných luk.

4 ZÁVĚR

Mnohá obnovná opatření si vyžadají v budoucnu nákladnou a pravidelnou péči, aby vlivem sukcesních pochodů nebyl jejich efekt snížen. Velkou výzvou zůstávají rozsáhlé plochy náletových dřevin v okrajových částech NPR. Jejich přeměna na pravidelně kosené mokřadní louky s tůněmi je technicky možná a z hlediska zájmů ochrany přírody žádoucí, nicméně by byla finančně mimořádně náročná. Dosud provedené práce však dávají naději, že reálné jsou i velké projekty.

Literatura

- [1] LEMBERK, V., VOREL, P. *Opatovický kanál - stavebně-historický, technický a přírodní klenot Pardubicka*. Pardubice: Okresní úřad, 1999, 36 stran. ISBN 80-238-3177-1

STANOVENÍ MINIMÁLNÍCH ZŮSTATKOVÝCH PRŮTOKŮ V ČESKÉ REPUBLICĚ

DETERMINATION OF MINIMUM RESIDUAL FLOWS IN THE CZECH REPUBLIC

**Pavel BALVÍN^{1,✉}, Adam Vizina², Magdalena Nesládková¹,
Martin Hanel^{1,2}**

¹*Výzkumný ústav vodohospodářský TGM v.v.i. Podbabská 2582/30, Praha 6,*

²*Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí, Kamýcká 129, 165 21
Praha 6*

✉pavel_balvin@vuv.cz

Abstract

Based on the amendment to Act no. 254/2001 Coll. pursuant to the wording of Act no. 150/2010 Coll., the Ministry of Environment has been charged with the task of drafting a Government regulation on the method and criteria for determining the minimum residual discharge values. During the course of 2011 and 2012, the TGM Water Management Research Institute received a subsidy in this connection toward elaborating the methodology for determining the minimum residual discharge (MRD) and the methodology of measuring its values. The paper outlines the proposed MRD measuring methodology which serves as a basis for the Ministry of Environment drawing up the Government regulation proper.

Keywords: flow rate, discharge, environment, hydrology, water engineering

1 ÚVOD

V souvislosti s novelizací zákona č. 254/2001 Sb. zákonem č. 150/2010 Sb. bylo Ministerstvo životního prostředí pověřeno vypracovat nařízení vlády o způsobu a kritériích stanovení minimálního zůstatkového průtoku. V této souvislosti získalo VÚV TGM, v.v.i., v letech 2011 a 2016 finanční podporu na vypracování metodiky stanovení minimálního zůstatkového průtoku (MZP) a metodiky měření minimálního zůstatkového průtoku. Příspěvek představuje navrženou metodiku stanovení MZP, na základě které Ministerstvo životního prostředí připravuje vlastní nařízení vlády.

Minimálním zůstatkovým průtokem se podle § 36 vodního zákona rozumí průtok povrchových vod, který ještě umožňuje obecné nakládání s vodami a ekologické funkce vodního toku. Novela vodního zákona ukládá vodoprávním úřadům stanovit hodnotu minimálního zůstatkového průtoku s přihlédnutím k podmínkám vodního toku, charakteru nakládání s vodami a k opatřením k dosažení cílů ochrany vod přijatých v plánu povodí. Požadavky dané zákonem bylo třeba zohlednit v návrhu metodiky. Nově navržený koncept vychází z doposud platného metodického pokynu odboru ochrany vod Ministerstva životního prostředí k zásadám stanovení hodnot minimálních zůstatkových průtoků ve vodních tocích z roku 1998 [5]. S cílem lepšího zohlednění požadavků vodních ekosystémů a ekosystémů vázaných na vodní prostředí byl oproti původnímu pokynu uplatněn regionální přístup ke stanovení hodnoty MZP, hodnota MZP je proměnná v roce a při jejím stanovení se přihlíží jednak k charakteru nakládání a dále i k cíli ochrany vod pro dotčený vodní útvar.

Velikost minimálního zůstatkového průtoku má značný vliv na ekologický i na chemický stav vodního útvaru dotčeného nakládáním s vodami, neboť zajišťuje přežití vodních a na vodu vázaných ekosystémů v období sucha a zajišťuje dostatečné ředění vypouštěných vod. V tomto kontextu je možné se v literatuře setkat s termínem ekologický (environmentální) průtok. Velikost ekologického průtoku je zpravidla stanovována na základě znalosti specifík dané lokality, ke kterým patří např. struktura ekosystému (převažující, chráněné druhy organismů a rostlin), hydromorfologie dotčeného úseku toku, výskyt habitatů atd. Pro stanovení velikosti ekologického průtoku existuje řada expertních metod, které však v každém případě vyžadují odborné posouzení konkrétní lokality a jsou často časově i finančně náročné. Není tedy možné je doporučit pro rutinní stanovení hodnoty MZP vodoprávním úřadem pro všechna povolovaná nakládání. Při odvození nové metodiky stanovení minimálního zůstatkového průtoku byla snaha přiblížit se co nejvíce konceptu ekologického průtoku [7], ale zároveň vypracovat metodu uplatnitelnou v praxi, proto bylo třeba přístupy ke stanovení MZP rozlišit podle potenciálních dopadů jednotlivých typů nakládání s vodami.

2 DATA

Pro návrh metodiky stanovení MZP byly k dispozici statistické charakteristiky průtoků pro 276 vodoměrných stanic z celé ČR za období 1981–2010, které byly pořízeny od Českého hydrometeorologického ústavu (ČHMÚ). Sledované charakteristiky zahrnovaly velikost dlouhodobého ročního průměrného průtoku, p-procentní a M-denní průtoky, koeficient variace a asymetrie řady denních průtoků, hodnoty průměrného průtoku v jednotlivých

měsících v roce a hodnoty pravděpodobnostního pole průměrných měsíčních průtoků. Střední hodnota velikosti plochy povodí vybraných vodoměrných stanic činí 222 km².

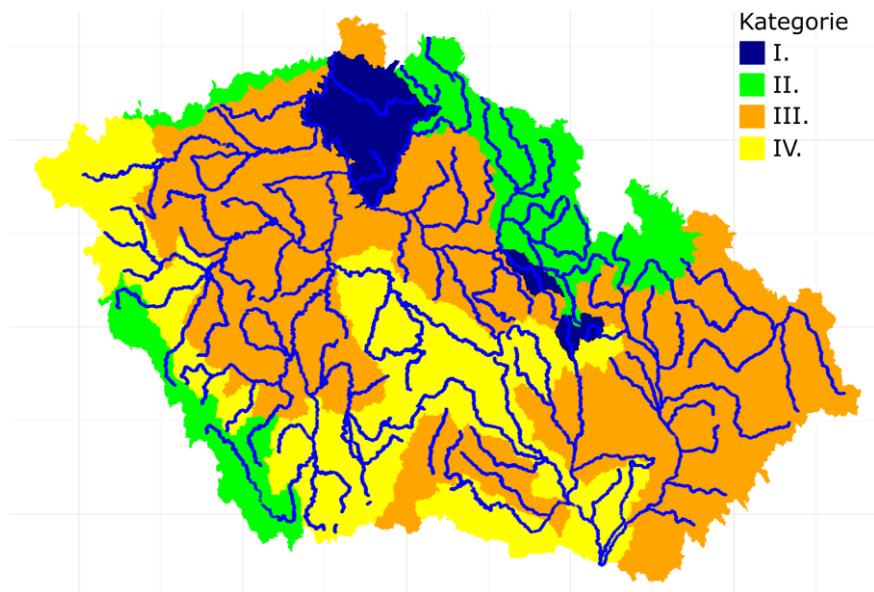
ČHMÚ stanovuje M-denní průtoky na základě pozorovaných hodnot, které odpovídají přirozenému nebo více či méně ovlivněnému hydrologickému režimu. I když je pro výpočet MZP doporučeno vycházet právě z odovlivněných hodnot hydrologických charakteristik, bylo nutno přistoupit k pragmatickému řešení a ve výsledném nařízení vlády budou použity pouze hydrologické charakteristiky odvozené z pozorovaných, tedy mnohdy ovlivněných průtoků.

3 NÁVRH REGIONÁLNÍHO ROZDĚLENÍ ČR

Zohlednění přírodních podmínek toku při návrhu regionalizace ČR bylo založeno především na uvážení klíčových procesů podílejících se na tvorbě celkového odtoku z povodí. Bylo třeba vymezit oblasti, kde si celkový odtok po většinu roku zachovává vyrovnaný charakter, a tedy nedochází k výraznému poklesu vodnosti toku v létě a na začátku podzimu. Jedná se především o oblasti, kde je celkový odtok po většinu roku dotován ze zásob podzemních vod, nebo o oblasti, kde je celkový odtok z velké míry tvořen především povrchovým odtokem z vydatných srážek. Na druhou stranu pak bylo třeba vymezit oblasti, které mohou být potenciálně zranitelné vůči suchu, kde je celkový odtok během roku výrazně nevyrovnaný. Pro návrh regionalizace byl vybrán parametr K99, který udává poměr mezi průměrným denním průtokem s pravděpodobností překročení 99 % během referenčního období a hodnotou průměrného dlouhodobého průtoku Q_a . Čím vyšší je hodnota parametru, tím vyrovnanější chod průtoků během roku můžeme předpokládat.

Hodnoty parametru K99 v testovaných vodoměrných stanicích byly vykresleny do mapy hydrogeologických rajonů. Na základě souvislosti hodnot parametru K99, hydrogeologických poměrů a nadmořské výšky bylo navrženo rozdělit území ČR do čtyř typů kategorií. Samostatnou třídu tvoří kategorie křídových sedimentů, které představují drenážní báze a kde základní odtok, tj. odtok ze zásob podzemních vod, tvoří podstatnou část celkového odtoku. Patří sem pravostranné přítoky Labe, horní Metuje, Loučná, pramenné oblasti Svitavy a Třebůvky, Říčka. Hodnota parametru K99 je v těchto oblastech zpravidla větší než 0,18. Druhou třídu tvoří horské území, které jsou rovněž relativně vodné. Vyrovnaný charakter odtoku je zde dán především vysokými srážkami. Hodnota parametru K99 je v těchto územích zpravidla větší než 0,15. Do této třídy byly zařazeny především Krkonoše a Jizerské hory, Šumava, Jeseníky, vrcholky Krušných hor a dále do této kategorie byla klasifikována i část povodí Tiché Orlice, která má obdobně vyrovnaný charakter. Třetí kategorii představují oblasti

tvořené převážně krystalinickými strukturami, které se nacházejí v podhůří pohraničních pohoří a v oblasti Českomoravské vrchoviny. Jedná se o území s velmi podobným průběhem čáry překročení jako u kategorie 2. Vzhledem k nižší nadmořské výšce než, která je dosahována v oblastech kategorie 2, zde dochází k dřívějšímu nástupu období jarního tání. Také srážky jsou zde nižší než u kategorie 2. Hodnota parametru K99 se v těchto oblastech zpravidla pohybuje od 0,1 do 0,15. Do čtvrté kategorie byly klasifikovány oblasti, které se vyznačují výrazně nevyrovnaným režimem průtoků během roku, kde hodnota parametru K99 je menší než 0,1. Mapa rozdělení ČR do jednotlivých kategorií je na Obr. 1.



Obr. 1 Rozdělení ČR do 4 kategorií podle K99

4 Návrh způsobu stanovení MZP

Aby navržený způsob stanovení MZP dostatečně respektoval potřeby vodních ekosystémů a ekosystémů na vodu vázaných, byl v první řadě proveden rozbor existujících studií zaměřených na stanovení hodnoty MZP s využitím expertní metody „Instream Flow Incremental Methodology“ [1], v podmínkách ČR. Jedná se o metodu, která využívá pro stanovení hodnoty MZP výsledky rekognoskace zájmového úseku toku z hlediska jeho hydraulických parametrů, charakteru habitatu a vyskytujících se živočišných a rostlinných druhů. Metoda zahrnuje simulaci vážené využitelné plochy habitatu při různě velkých průtocích.

Výsledky simulačního modelování jsou dále uplatněny při diskuzi nad volbou kompromisní úrovně MZP, která umožní zachování stávajících ekosystémů a zároveň umožní rozumnou míru nakládání s vodami“ [1]. Odvození hodnoty MZP pomocí metody IFIM trvá zpravidla 1,5 až 2 roky a vyžaduje opakovaný sběr biologických dat z úseku toku, který bude dotčený navrhovaným nakládáním. Rešerše zahrnovala 15 lokalit v ČR a vedla k závěru, že výsledná kompromisní hodnota MZP se ve většině případů pohybovala na úrovni průtoku s pravděpodobností překročení 330 dní v roce.

Studie provedené na základě metody IFIM byly většinou zpracovány pro lokality v oblastech kategorií 2 a 3. Pro tyto kategorie platí, že hodnota Q_{330d} činí přibližně 26–31 % Q_a (viz Tab. 1). Z tabulky je rovněž patrné, že pro kategorii 1 odpovídá průtok o velikosti 30 % Q_a M-denní průtok s dobou překročení 364 dní v roce, zatímco pro stanice v zařazené do kategorie 4 by se jednalo o průtok s dobou překročení přibližně 300 až 270 dní v roce. Pro návrh metody stanovení MZP byl dále uvažován orientační požadavek, aby MZP činilo přibližně 20–30 % Q_a . Tento požadavek je v souladu se závěry dokumentu „Environmental Flows as a tool to achieve the WFD Objectives – discussion paper“ [3]. V dokumentu je doporučeno pro dosažení dobrého ekologického stavu zajistit ekologický průtok v rozsahu 25–50 % Q_a , navržená úroveň 20–30 % tedy představuje dolní hranici z daného rozpětí. Výpočet hodnoty MZP byl dále odvozován od hodnoty průtoku s pravděpodobností překročení 330 dní v roce.

Tab. 1 Podíl hodnoty M-denního průtoku s danou dobou překročení a průměrného dlouhodobého průtoku – průměr pro pilotní vodoměrné stanice zařazené do jednotlivých kategorií

kategorie	M-denní Q/Q_a [-]						
	Q_{210d}	Q_{240d}	Q_{270d}	Q_{300d}	Q_{330d}	Q_{355d}	Q_{364d}
1	0,72	0,65	0,59	0,53	0,46	0,38	0,29
2	0,57	0,5	0,43	0,37	0,31	0,24	0,17
3	0,54	0,46	0,39	0,33	0,26	0,18	0,11
4	0,44	0,35	0,28	0,22	0,15	0,08	0,04

Původní metodický pokyn pro stanovení MZP z roku 1998 pracuje se skutečností, že s velikostí vodního toku se průtokový režim stává vyrovnanější, a pro stanovení MZP u vodnějších toků je doporučeno uplatnit hodnoty průtoku s vyšší pravděpodobností překročení. Podobný přístup je rovněž uplatněn např. ve švýcarském vodním zákoně [4], kde velikost minimálního zůstatkového

průtoku („residual water flow“) roste v závislosti na hodnotě průtoku s pravděpodobností překročení 347 dní v roce s mocninou menší než 1. Aby byl popsán princip zachován i v nově navrhované metodice stanovení MZP, bylo nejprve provedeno vyhodnocení závislosti podílu průtoku s dobou překročení 330 dní v roce a dlouhodobého průměrného průtoku Q_a na velikosti průtoku Q_{330d} .

Pro odvození vztahu vhodného pro stanovení MZP pro jednotlivé kategorie byla vykreslena funkce podílu návrhové hodnoty MZP/Q_{330d} na velikosti Q_{330d} pro jednotlivé kategorie zvlášť. Nicméně bylo rozhodnuto, že míra redukce velikosti MZP v závislosti na velikosti řídicího průtoku Q_{330d} bude pro celé území ČR stejná a rozdílný bude parametr násobku v rovnici. Výsledné rovnice pro stanovení MZP pro jednotlivé kategorie byly odvozeny opět z požadavku dosažení poměru MZP/Q_a přibližně na úrovni 25 %. Výsledné rovnice jsou uvedeny v Tab. 2.

Součástí zadání ze strany Ministerstva životního prostředí bylo rovněž rozdělení hodnoty MZP do minimálně dvou období, která by tak více popisovala rozdělení průtoku během roku. Tím by bylo zajištěno, že oproti původnímu metodickému pokynu by MZP nebyl konstantní během celého roku, ale v jarním období by docházelo nadlepšení MZP. Výsledným rozdělením bylo stanovení tzv. hlavní sezóny v období květen až leden a jarní sezóny v období únor-duben.

Tab. 2 Návrh výpočetního postupu pro stanovení MZP v jednotlivých kategoriích pro dvě sezóny v roce

Kategorie	Hlavní sezóna		Jarní sezóna	
1	květen - leden	$(1 - Q_{355d}/Q_a)Q_{330d} 1,1$	únor - duben	Q_{330d}
2	květen - leden	$(1 - Q_{355d}/Q_a)Q_{330d} 1,2$	únor – duben	Q_{330d}
3	květen - leden	$(1 - Q_{355d}/Q_a)Q_{330d} 1,05$	únor – duben	Q_{330d}
4	květen - leden	$(1 - Q_{355d}/Q_a)Q_{330d} 1,07$	únor - duben	Q_{330d}

4.1 Návrh uplatnění sezonality v konceptu MZP

Pro uplatnění sezonality v konceptu MZP bylo třeba provést nejprve rozbor vlivu různých typů nakládání na celkový hydrologický režim, neboť rozlišení MZP podle sezonality má smysl především u nakládání, která mohou vést k zásadní změně hydrologického režimu. Za nakládání, která významně nemění celkový hydrologický režim toku, byly vyhodnoceny takové zásahy do velikosti průtoku dotčeného vodního toku, které vedou v dlouhodobém průměru

k poklesu vodnosti o méně než 20 % hodnoty Q_a . Jedná se např. o odběry a převody vody, jejichž maximální velikost nepřesahuje hranici 20 % Q_a . U takového nakládání je třeba z hlediska ochrany vod zajistit, aby došlo k jeho omezení, případně přerušení v období malých průtoků, tak aby nebylo ohroženo přežití vodních ekosystémů. Přirozená variabilita průtoku v dotčeném úseku toku je při respektování požadavku MZP ve své podstatě zachována.

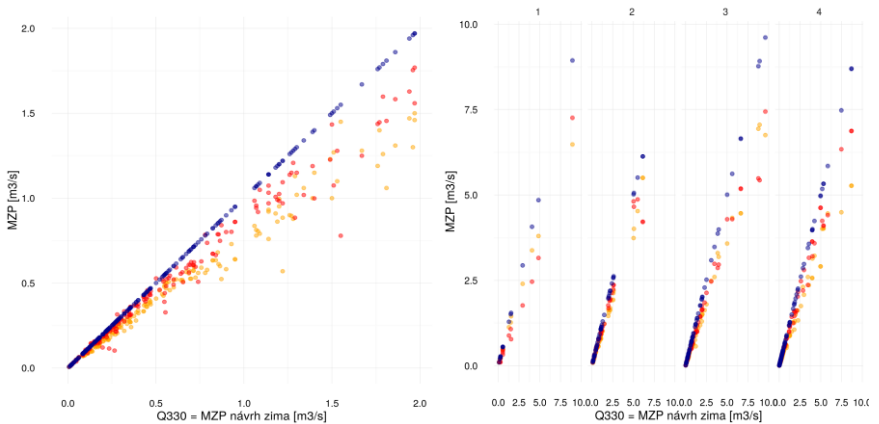
4.2 Vyhodnocení

V následující kapitole jsou zobrazeny výsledky a je provedeno porovnání návrhových hodnot minimálního zůstatkového průtoku s hodnotami stávajícími. Analýza byla provedena na řádově 276 povodích v České republice. Většina profilů však má průměrný průtok do $2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Po návrhu byla na daných povodích provedena citlivostní analýza, která měla za cíl posoudit, zda v jednotlivých měsících jsou navrhované hodnoty MZP reálné a je možné v méně vodných měsících těchto hodnot dosáhnout s určitou pravděpodobností. Pro posouzení byly také napočítány nedostatkové objemy s konstantní a variabilní limitní hodnotou. Tyto nedostatkové objemy byly porovnány s hodnotami nedostatkových objemů, kde vstupem byla konstantní limitní hodnota platného MZP. Podmínkou pro hodnocení bylo, aby jednotlivá událost měla délku minimálně 5 dní a mezi jednotlivými událostmi byly alespoň dva dny [6].

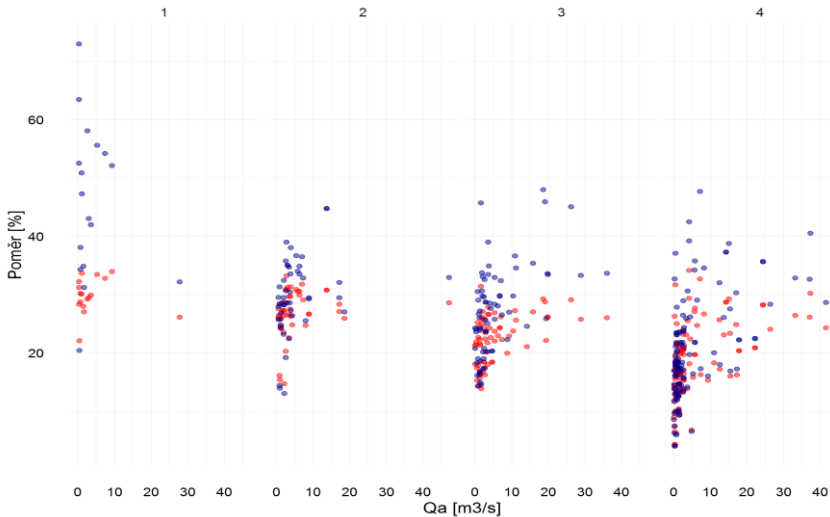
Na Obr. 2 jsou zobrazeny navrhované hodnoty MZP pro letní (červeně), zimní (modře) sezónu a současné (oranžově) hodnoty MZP rozdělené do jednotlivých kategorií. Na ose x jsou zobrazeny hodnoty Q_{330d} a na ose y jsou vyneseny hodnoty MZP. V tomto případě jsou zobrazena všechna hodnocená povodí. Na Obr. 3 jsou potom pouze povodí, jejichž hodnota Q_{330d} je menší nebo rovna $2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, z důvodu lepší prezentace výsledků. Na tomto grafu je provedena sumarizace pro všechny kategorie. Lze pozorovat, že všechny navrhované hodnoty jsou pod hodnotou Q_{330d} a v případě malých průtoků jsou rozdíly minimální a dá se uvažovat, zda jsou tyto rozdíly vůbec měřitelné. Tento problém se však vyskytuje u všech toků, kde se vyskytují nízké průtoky (desítky l/s).

Na Obr. 3 jsou zobrazeny poměry navrhovaných hodnot MZP pro letní (červeně) a zimní (modře) sezónu ku hodnotám Q_a . Z grafu je možné pozorovat, že se tyto poměry pohybují kolem 28 % pro letní sezónu (29,4% pro kategorii 1, 26,8% pro kategorii 2, 22,7 % pro kategorii 3 a 18,6 % pro kategorii 4) a 44 % pro sezónu zimní (48,3 % pro kategorii 1, 29,6 % pro kategorii 2, 27,4,1 % pro kategorii 3 a 21 % pro kategorii 4). Na Obr. 4 jsou poté tyto poměry pro hlavní sezónu zobrazeny na ploše České republiky. Vyšší hodnoty u vedlejší sezóny

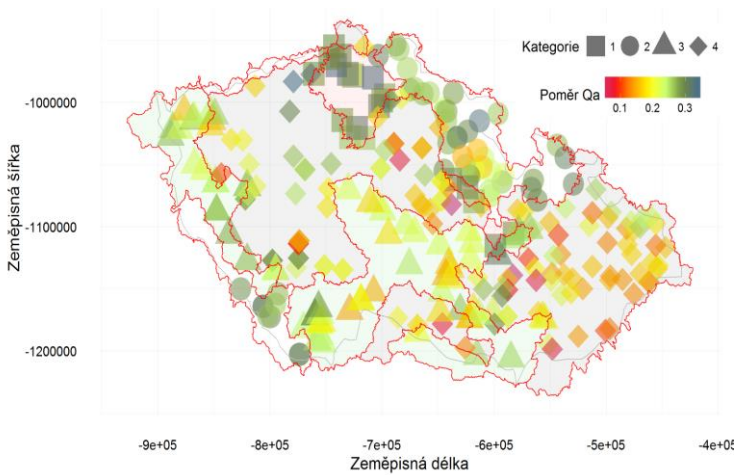
nejsou na škodu, jelikož v tomto období je vody dostatek a nebude problém tyto hodnoty splňovat.



Obr. 2 Porovnání platné hodnoty MZP (oranžová barva) a navrhovaných hodnot pro letní (červeně) a zimní (modře) sezónu

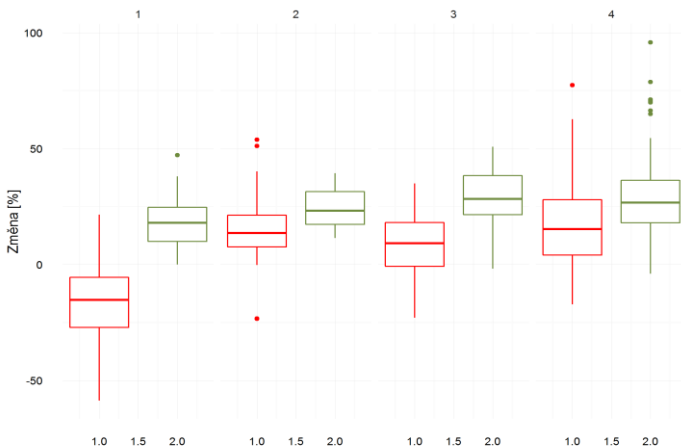


Obr. 3 Poměr hodnoty MZP ku průtoku $Q_{50\%}$ – červeně hlavní sezóna, modře vedlejší sezóna



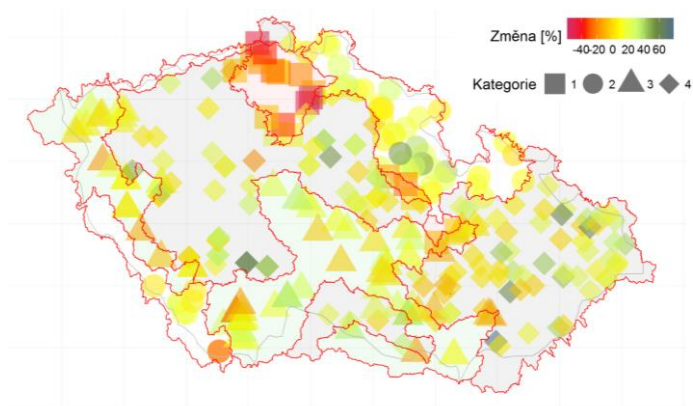
Obr. 4 Plošné rozmištění poměru hodnoty MZP ku průtoku $Q_{50\%}$ (hlavní sezóna)

Na Obr. 5 jsou změny navrhovaného MZP pro obě sezóny ku hodnotě stávající reprezentovány grafem typu boxplot, u kterého obdélník udává kvantily 25 a 75%, čára uprostřed boxu medián a jednotlivé čáry vycházející z boxu 5 a 95%. Hodnoty jsou rozděleny do jednotlivých kategorií (na ose x). Na ose y je potom procentuální změna od současné hodnoty pro všechna povodí řešená v dané kategorii.



Obr. 5 Změna hodnoty MZP (návrh/současná hodnota) – červeně hlavní sezóna, modře vedlejší sezóna

Na Obr. 6 jsou potom tyto změny pro hlavní sezónu rozloženy do plochy České republiky. Lze pozorovat, že změny pro hlavní sezónu (červeně) se průměrně pohybují od -25 % pro kategorii 1 do cca 20 % u kategorie 2. U sezóny vedlejší jsou tyto změny cca o 20 % vyšší.



Obr. 6 Plošná distribuce změny hodnoty MZP (návrh/současná hodnota) - (hlavní sezóna)

5 ZÁVĚR A DISKUSE

Vzhledem k tomu, že se jedná o nový přístup stanovení minimálních zůstatkových průtoků a navržená metodika slouží jako podklad pro Nařízení vlády ČR, vyvolává nový přístup širokou diskusi. Původní metodický pokyn MŽP měl určité stupně volnosti formou doporučení a vypočtené hodnoty byly pouze směrné. Tudíž výsledný zůstatkový průtok mohl být jak nižší tak i vyšší. Je nutno poznamenat, že již původní metodický pokyn doporučoval rozdělit zůstatkový průtok sezónně během roku a kladl značný důraz na vazbu s biologií, především na ryby a zoobentos.

Z důvodu zpracování Nařízení vlády v paragrafovém znění, jsou možnosti nastavení obdobných kritérií formou doporučení velice omezené. Pro zpracovatele to znamenalo důkladně prověřit zvolený přístup a provést jeho propojení mezi hodnotami m-denních průtoků a biologickými složkami v toku již v samém počátku řešení. Oprávněnost tohoto přístupu jednoznačně posílil i tlak z EU, kdy bude třeba Evropské komisi vysvětlit vztah mezi ekologickým průtokem definovaným v rámci dokumentů EU [3] a zůstatkovým průtokem definovaným v §36 Vodního zákona.

Zvolený přístup ve většině případů vede ke zvýšení požadavků na MŽP oproti směrným hodnotám, které odpovídají požadavkům původního metodického pokynu z roku 1998. Zpřísnění podmínek se týká především toků v kategorii 4 s rozkolísaným průtokovým režimem, která podle navržené regionalizace na území ČR plošně převažuje.

V současné době probíhá vnitrosortní projednání na MŽP ČR a nový přístup je představován správčům povodí, vodoprávními úřady, ale také sdružením zastupujícím provozovatele malých vodních elektráren a ochráncům přírody.

Literatura

- [1] Balvín, P., Mrkvičková, M. (2011) Stanovení minimálních zůstatkových průtoků. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace* (VTEI), 2011, roč. 53, č. 4, s. 1-3.
- [2] Bovee, K. D., Lamb, B. L., Bartholow, J.M., Stalnaker, C.B., Taylor, J. and Henriksen, J., 1998. *Stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology*. U.S. Geological Survey Information and Technology Report 1998-0004. 130 p.,
- [3] EK (2012) *Environmental Flows as a Tool to Achieve the WFD Objectives – discussion paper*, dostupný online na: <https://circabc.europa.eu/sd/d/0898cf3d-657a-4018-b53d-b34ac3460997/55171-Eflows-Discpap-Ed2-20120613.pdf>
- [4] FASC (1991) *Federal Law on the Protection of Water* 814.20, 1991, The Federal Assembly of the Swiss Confederation,
- [5] MŽP (1998) *Metodický pokyn odboru ochrany vod Ministerstva životního prostředí ke stanovení hodnot minimálních zůstatkových průtoků ve vodních tocích* č.j. ZP16/98
- [6] Vizina, A., Vlnas, R., Kašpárek, L., Hanel, M., Hrabánková, A. (2015) Hydrologické sucho v České republice, *SOVAK*, 7-8/2015, str. 38-43.
- [7] *Ecological flows in the implementation of the Water Frame Directive*, Guidance document No. 31

ZDROJE SEDIMENTU V NÁDRŽI

SOURCES OF SEDIMENT IN WATER RESERVOIRS

Jaromír ČAŠEK

*3e – projektování ekologických staveb s.r.o., Pražská 455, 393 01 Pelhřimov
j.casek@3eprojektovani.cz*

Abstract

The paper focuses on the sources of sediments in water reservoirs. These sediments have different origin. The sediment composition is highly conditional on the source. These sources are overviewed in this paper including the description of the mechanisms of sediment releasing, transport and depositing. The impacts of sediment on water reservoirs are then discussed. The paper is concluded by the statement of the need for prevention of sediment deposition in water reservoirs.

Keywords: small water reservoir, sediment, erosion

1 ÚVOD

Pohled na klidnou vodní hladinu rybníka v nás většinou vyvolá uklidňující dojem. Romantik by se na tomto místě rozepsal o zrcadlení v okolí stojících stromů, o soustředných kruzích na hladině, když z vody vyskočí rybka, o hladině rozčeřeně jemným vánkem, o šavelicím rákosí nebo o mlze nad hladinou, která evokuje vzpomínky na pohádkové bytosti (důvěrně známé z dětství). Procházky přírodou nás lákají a ne jeden rybník je cílem výletů a procházek, nejen za horkých letních dní. Zvykli jsme si na to, že voda v přírodě je hezká, a i člověk, který není zrovna odborník, pozná, který rybník je v pořádku a kterému něco chybí (Obr. 1). Zanesený a zarostlý rybník není hezký, každý ví, "že by s ním měli něco udělat". Málokdo z laiků si však umí představit, jak složitý problém vyjadřuje jednoduchá věta: „mělo by se s tím něco udělat“.

2 PŮVOD USAZENIN

Zazemňování, zanášení nádrží je ovšem přirozený jev. Povodí vodní nádrže se vyvíjí a dalo by se říci, že zanášení nádrže je projevem jejího stárnutí. Musíme s ním počítat už ve chvíli, kdy nádrž plánujeme. Vodní nádrž je umělý objekt

vybudovaný většinou na vodním toku. Z tohoto úhlu pohledu je to nepřirozená překážka, která vznikla účelově lidskou činností.



Obr. 1 Zazemňování nádrže - Mlýnský rybník Roblín (vlevo), zarůstání nádrže – rybník v obci Skála (vpravo)

Za vznik usazenin tedy mohou přírodní procesy přímo ve vodní nádrži a v její bezprostřední blízkosti, přírodní jevy v širším povodí (např deště a splavování půdy), ale i činnost člověka v povodí nad nádrží. Do vodní nádrže se tak dostávají částice sesunuté, nesené, plavené i rozpuštěné, které se zde usazují.

Podle významnosti lze zdroje sedimentu v nádrži seřadit takto:

- erozní procesy v povodí,
- erozní procesy břehů a dna toků,
- ukládání plavenin,
- eroze břehů nádrže,
- rozklad odumřelých organismů ve vodním prostředí,
- ukládání opadu listů z břehových porostů,
- výkaly ryb a vodních živočichů.

2.1 Eroze pozemků v povodí

Většina nádrží je zřizována na vodních tocích. Tyto toky jsou pak hlavním zdrojem sedimentu přinášeného do nádrží. Erozní procesy rozrušují povrch pozemků v povodí, částice se dostávají do vodního toku a vodou jsou transportovány dále. Řeky a potoky se tak stávají transportním prostorem pro unášený materiál.

Množství materiálu, který voda odnese, je závislé na mnoha faktorech. Především je to typ krytu pozemku, svažítost terénu, typ půdy, intenzita srážek, ale i faktory další. Množství erodovaného materiálu se snaží spočítat mnoho empirických i matematicko-modelových výpočtů. Praxe však ukazuje, že

skutečnost velmi často předčí i přísné výpočty. Není výjimkou, že za jedno vegetační období může do nádrže přibýt až 35 cm sedimentu (Obr. 2).



Obr 2 Meziroční nárůst sedimentu může činit až 35 cm - rybník Pod Struhařovem (vlevo), zhlaví rybníka Podlesník v Radňově zanesené sedimentem (vpravo)

2.2 Rozrušování dna a břehů toku

Přirozený tok vody rozrušuje dno i břehy potoků a řek. Tím se dostává do pohybu velké množství materiálu a látek, které s sebou voda nese. Přirozený tok má ovšem mělčí a hlubší partie, širší i užší koryto a místa s větší rychlostí vody i místa, kde voda teče pomaleji. Při povodňových stavech se voda snadno vylije z břehů. To všechno jsou samočistící faktory toku, které způsobují, že se erodované částice mohou v trase toku ukládat. Problém představují upravená koryta opevněná hladkým materiálem. V takovém případě jsou nesené látky transportovány až do míst, kde se rychlost vody zmenší, a to jsou většinou nádrže.

Tokem jsou dopravovány nejen částice, které jsou těžší než voda (zemina, písek, štěrky, kameny...), ale i materiál, který je lehčí než voda - plaveniny. Jedná se především o zbytky plodin, které zbyly na polích a loukách (sláma, tráva, různé plody), listy a větve stromů a keřů, zbytky rostlin. Často se jedná i o materiál ze "skládek", kdy je posečená tráva a jiný odpad ze zahrad ukládán na břehy toku a do strží, a odtud je za vyššího vodního stavu nesen po proudu. Tento plovoucí materiál se shromažďuje v nádržích, a pokud není obsluhou nádrže odstraněn, časem nasákne, klesá ke dnu a stává se součástí sedimentu. Ve větších nádržích jsou zátoky, kam jsou proudem a větrem plaveniny nahnány a přirozeným způsobem se odtud nedostanou. Zde mohou tvořit i hlavní zdroj sedimentu.

V závislosti na průtoku a rychlosti proudění unášejí částice pevných materiálů o různé velikosti. Jinak řečeno: velikost a množství splavovaných částic závisí na vodnosti toku, rychlosti proudění a zrnitosti materiálu na březích a dně toku. Vliv má ovšem také opevnění a členitost toku i konfigurace údolní nivy a její půdní a vegetační pokryv. Čím větší energie vody, tím objemnější a hmotnější jsou splavované částice. Pokud na toku postavíme překážku - hráz, jez, přehrážku, vytvoříme zdrž, která je značně širší než koryto toku nad ní a zároveň je několikanásobně hlubší. Dojde tedy k mnohonásobnému zvětšení průtočného profilu, než jaký je v toku nad zdrží. Zvětšením průtočného profilu při zachování průtočného množství klesá průtočná rychlost, klesá také unášecí schopnost vody a postupně z ní vypadávají částice: od hmotnějších po nejjemnější.

Takové jsou vnější zdroje sedimentu v nádržích. Sediment ovšem vzniká i v nádržích, které nejsou na tocích, v nádržích obtočných, kam se s přitékající vodou dostane pouze minimum nesených částic. To jsou nádrže pramenné a nebeské.

2.3 Eroze břehů nádrží

Působením větru a vln nastává eroze břehů nádrže. Pomalým pohybem vody dochází k rozrušování částic na březích, vyplavování nejjemnějších částic a podemílání břehů. Při prudších sklonech břehů, které jsou tvořeny jemnozrnějšími materiály, vznikají erozní sruby. Materiál ujíždí do vody a následně se ukládá na dně nádrže. Erozi břehů může také vyvolávat činnost některých druhů obratlovců, ryb nebo hlodavců, kteří zde hledají svůj životní prostor nebo vyhledávají potravu a narušují břehy.

2.4 Sapropel

Voda je velmi vhodné prostředí pro život různých organismů, od těch mikroskopických až po makroskopické. Podle úživnosti vody je také bohatý i život v ní. Životní cyklus organismů ve vodní nádrži se pohybuje od několika týdnů po několik let. Odumřelá těla organismů se ukládají na dně, stávají se potravou dalších živočichů, rozkládají se a časem mineralizují. Vzniká tak sapropel, velice úživná složka sedimentu. Množství sapropelu vzniklého za rok závisí na trofii nádrže a pohybuje se od milimetru až po několik centimetrů za rok. Nejvýznamněji se sapropel tvoří v bezpřítokových a bezodtokových jezerech. V průtočných nádržích převládá anorganický sediment z erozních splachů a organický materiál je v něm více- méně rovnoměrně rozptýlen.

Ke tvorbě dnových sedimentů přispívá i opad listů a plodů z břehových porostů. Tento zdroj je významný u malých a velmi malých vodních nádrží

situovaných do lesních porostů. Zde je možné považovat za zdroj látek ukládaných na dně nádrží i větve a padlé stromy.

Produkty látkové výměny ryb a vodních ptáků se stávají součástí celkového objemu usazenin. Výkaly tvoří významné množství, ale jsou podstatnou součástí organických látek v sedimentu. Odstraňování výkalů ryb a tudíž i zjišťování jejich množství a rychlost jejich tvorby je důležité v intenzivních chovech ryb, hlavně v nádržích se zpevněným dnem. Zde je důležité pravidelné odstraňování kalu z důvodu zahnívání. To vyvolává nutnost výměny vody, případně aerace.

2.5 Záměrné usazování

Výše zmíněné zdroje sedimentu v nádržích jsou většinou nežádoucí a omezují využití vodních nádrží. Omezují totiž účel, kvůli kterému byly nádrže postaveny. Oproti těmto "přírodním" typům zazemňování nádrží jsou další usazeniny způsobeny vysloveně lidskou činností.

Jedná se hlavně o vědomé ale i nevědomé usazování produktů lidské činnosti v nádržích, pokud je voda používána jako dopravní medium. Usazovací procesy jsou využity k shromažďování nesených částí, nebo k dočišťování vody. Klasickým případem jsou sedimentační nádrže pod čistírnami odpadních vod, kalová pole nebo různá odkaliště. Sem je znečištěná voda dopravována a snížená rychlost vody je využita k cílenému usazení částic, které voda obsahuje.

Jedná se například dočištění vody dosazovacími rybníky pod čistírnami odpadních vod. Při velmi pomalém pohybu vody dochází k usazení kalu, který nebyl zachycen technologií čistírny a i k jejímu biologickému a chemickému dočištění.

Jiným příkladem mohou být předzdrže před významnými nádržemi, ze kterých se sediment odstraní snadněji, než z nádrže hlavní (např. před vodárenskými nádržemi).

V jiných případech je důležitější to, co se usadí, než voda, protože voda je pouze transportní medium. Příkladem mohou být odkaliště v závodech na praní uhlí, rud a podobně, nebo pod prašnými provozy, kde dochází ke skrápění prachu a k jeho zachytávání v usazovacích nádržích.

3 NEGATIVNÍ DŮSLEDKY SEDIMENTU V NÁDRŽI

Sediment usazený v nádrži je všeobecně chápán negativně, protože omezuje funkce nádrže, pro které byla vybudována, a důvody, kvůli kterým je provozována. Do určité míry zazemnění nádrže nevádí, dokonce může být chápáno pozitivně, ale přesáhne-li mocnost sedimentu určitou hranici, začne

omezovat využití nádrže a může nastat stav, kdy kvůli množství sedimentu není možné nádrž provozovat vůbec, a hrozí její zánik (zazemnění nádrže).

Důvody, proč sediment v nádrži působí negativně, jsou tyto:

- snížení akumulčního prostoru,
- zanášení funkčních objektů nádrže,
- ovlivnění vlastností vody - chemické, trofie, fyzikální (barva, průhlednost, teplota),
- hospodářské,
- rekreační,
- estetické,
- ekologické.

4 ZÁVĚR

V poslední době ve společnosti převládá snaha vrátit co nevíce ploch v krajině do přírodě blízkého stavu. Rybníky a malé vodní nádrže jsou nepřirozené, lidskou činností vytvořené vodní útvary a jejich zazemňování je normální jev, vyvolaný přírodními procesy. Přes to se jistě shodneme, že zanášení vodních nádrží je jev nežádoucí a je třeba veškerou lidskou činnost upravit tak, aby hromadění sedimentu v nádržích bylo co nejmenší a nejpomalejší. Odbahňování je likvidace následků a bude vždy energeticky, ekonomicky i právně náročnější, než omezování příčin. Proto si myslím, že je třeba změnit poměr vynakládaných prostředků, a více prostředků věnovat na prevenci vzniku sedimentů.

Literatura

- [1] L. Úradníček, M. Šlezinger a kol. *Stabilizace břehů*, Akademické nakladatelství CERM, s.r.o. Brno 2007
- [2] J. Kender a kol. *Teoretické a praktické aspekty ekologie krajiny*, Ministersvo životního prostředí Praha, 2000
- [3] J. Janda, L. Pechar a kol., *Trvale udržitelné využívání rybníků v Chráněné krajinné oblasti a biosférické rezervaci Třeboňsko*, České koordinační středisko IUCN - Světového svazu ochrany přírody Praha, 1996
- [4] K. Vrána, J. Beran, *Rybníky a účelové nádrže*, Vydavatelství ČVUT, Praha 2002

ZKUŠENOSTI S ODBAHŇOVÁNÍM RYBNÍKŮ

EXPERIENCES OF SLUDGE REMOVAL FROM PONDS

Jiří KARNECKI

*Magistrát hl. m. Prahy, odbor ochrany prostředí, Jungmannova 35, 110 00 Praha 1
jiri.karnecki@praha.eu, www.praha-priroda.cz*

Abstract

Water areas including ponds, as an integral part of our landscape, need a maintenance as well as everything built by humans. Sludge removal is one of the most important activities necessary to maintain these reservoirs. There are three main ways to do it: dry procedure which consists in mining of dried sludge, wet procedure which uses suction excavators and alternative procedures based on the decomposition of organic material. This paper presents these methods and compares them from the point of view of their applicability with respect to 13 years long experience from the maintenance of ponds in Prague.

Keywords: sludge, revitalization, ponds

1 ÚVOD

Problémy se sedimentem v nádržích jsou staré jako samo rybníkářství. Historicky se rybníky, jako nejčastější typ vodních nádrží u nás, pravidelně letnily a dokonce se někdy na obnaženém dně pěstovaly i polní plodiny. Kromě ozdravení rybníčního dna došlo i k důležité mineralizaci organických látek v sedimentu, a tedy k jeho úbytku. Nejedná se tedy o odbahnění v pravém slova smyslu, ale de facto ke zpomalení zanášení.

V dnešní rychlé a spotřební době se rybníky letní pouze výjimečně, a to většinou z důvodů ochrany přírody. Díky intenzivnímu zemědělství se navíc i rapidně zvýšil přísun sedimentu do nádrží. Nezbyvá tedy, než se sedimentů zbavit mechanicky, a to klasickým odbahněním suchou cestou, sacími bagry z plné, nebo snížené hladiny. Další možností jsou také alternativní metody založené na principu rozkladu organické hmoty.

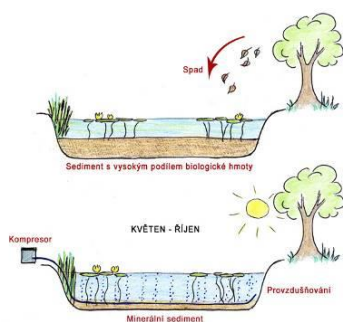
2 ALTERNATIVNÍ METODY ZALOŽENÉ NA PRINCIPU ROZKLADU ORGANICKÉ HMOTY

Alternativní metody odstraňování sedimentu pracují na principu aktivace mikroorganismů na dně nádrže, které rozkládají organické látky a přeměňují je na látky anorganické o menším objemu. Je to jakási obdoba letnění. Aktivace mikroorganismů je prováděna většinou okysličováním vrchní vrstvy sedimentu vzduchem, nebo ozonem pomocí hadic uložených na dně. Může se ještě přidávat speciální směs chemických sloučenin a bakterií. V Praze byl tento systém vyzkoušen v roce 2007 na rybníce Malá Markéta u Břevnovského kláštera. Tento rybník byl vybrán jednak proto, že se nachází v parku a roste v něm velké množství vzácného stulíku, dále pak že je pramenný a většina vnosu sedimentu pochází ze spadu listů. Je zde tedy velký podíl organické hmoty. V rybníce bylo geodeticky změřeno cca 500 m³ sedimentu organického původu. Z toho důvodu přistoupil Odbor ochrany prostředí MHMP k netradičnímu řešení - odbahnění systémem Drausy [1]. Tato technologie využívá biologické a chemické procesy, které jsou aktivovány přísunem vzdušného kyslíku (Obr. 1). Jinými slovy, do dna rybníka je přiváděn děrovanými hadicemi vzduch, který nastartuje procesy napomáhající přirozenému rozkladu organického bahna. Celý proces odbahnění trvá 6 měsíců. Po jeho dokončení by mělo zůstat na dně jen minimální množství biologicky nerozložitelných sedimentů. Zároveň dochází ke zlepšení kvality vody.

Provzdušňování sedimentu rybníka trvalo od dubna do září roku 2007. Během provozu celého procesu bylo pozorováno výrazné zlepšení kvality vody v rybníce a zlepšení kyslíkových vlastností. Měření úbytku sedimentu probíhalo na předem definované síti bodů několikagramovou destičkou spouštěnou na dno rybníka. Právě způsob měření úbytku sedimentu se nakonec ukázal jako největší problém. V listopadu byl rybník vypuštěn a bylo provedeno vyhodnocení odbahnění. Ve spodní hlubší části rybníka bylo firmou deklarováno, že je sediment z větší části odstraněn a zbylo zde jen nově napadané listí. V horní části, kde se hloubka vody pohybovala kolem 40 cm, se úbytek bahna neprojevil. Jeden z důvodů uvedených firmou bylo, že v mělké vodě nedochází k takovému prokysličení vodního sloupce. Zásadní vliv mělo ovšem čerstvě spadlé listí. V zadní části rybníka se každý podzim nahromadí listí spadlé z okolních stromů a vytvoří na dně vrstvu až 20 cm vysokou. Prokysličováním tedy způsobilo pouze urychlení rozkladu nově napadaného listí, a nikoli redukci sedimentu.

Po přeměření množství odtěženého sedimentu klasickým geodetickým způsobem byl zjištěn fakticky jen nepatrný úbytek sedimentu. Novou metodou došlo tedy pouze k degradaci nejvrchnější a prakticky nejřidší vrstvy sedimentu a listí, která při klasickém vypuštění rybníka a vyschnutí sedimentu nehraje

v jeho celkovém množství žádnou roli. Na základě těchto zkušeností bylo od alternativních metod odbahňování odstoupeno a více méně je nelze doporučit jako způsob likvidace sedimentu.



Obr. 1 Prokysličování sedimentu



Obr. 2 Výstavba kalového pole vedle Krňáku

3 ODBAHNĚNÍ POMOCÍ SACÍCH BAGRŮ

Technologie odstranění sedimentu plovoucími sacími bagry je alternativou k těžbě pomocí klasických zemních strojů (tzv. suchá cesta). Tato metoda je ideální v případech, kdy nelze vodní plochu vypustit nebo není z provozních důvodů její delší vypuštění možné. Plovoucí sací bagr rozruší a vysaje sediment ze dna vodní plochy, bez nutnosti vypuštění nádrží a zároveň těžžený materiál dopravuje do místa uložení nebo dalšího zpracování [3].

Těžbu lze provádět téměř z jakékoliv hloubky a vytěžený materiál je možné čerpat do vzdálenosti několika kilometrů.

Vlastní odvodnění vytěženého sedimentu lze pak provádět několika způsoby. Pro menší množství se dají celkem dobře použít odstředivky, které mají tu výhodu, že potřebují minimum místa. Jejich kapacita je ale zásadním omezujícím faktorem odbahňování. Dále se dají využít speciální odvodňovací vaky. Tato technologie vyžaduje již mnohem více prostoru a vaky jsou další nemalá položka v rozpočtu. Nejlepší a nejjednodušší je vybudovat na okolních pozemcích (nejlépe polích) kalová pole s hrázemi z místní zeminy a po vyschnutí sediment odvozit, nebo rozhrnout a zaorat (Obr. 2).

V Praze byla tato technologie použita v roce 2004 na bývalém slepém rameni Berounky Krňáku a v roce 2006 na Kyjském rybníce, který byl zanesen cca 69 000 m³ sedimentu. Ten dosahoval místy mocnosti až 1 m. V tomto konkrétním případě, kdy bylo problematické rybník zcela vypustit, byla zvolena metoda odbahnění plovoucími sacími bagry [2]. V první fázi projektu navrhla dodavatelská firma odvodnění sedimentu pomocí odstředivek umístěných v nedalekém areálu dešťové usazovací nádrže. Tato zařízení ovšem zdaleka nedosahovala výkonnosti sacího bagru a tak práce postupovala velice pomalu a stavba oproti plánovanému harmonogramu nabírala zpoždění. Proto bylo od odstředivek upuštěno a sediment byl čerpán do sousední sedimentační nádrže tzv. Malého Kyjáku. Z časových důvodů nebylo možné nechat sediment zcela samovolně odvodnit. Částečně odvodněný sediment byl pak odvážen nákladními auty na skládku (Obr. 4). Ještě zcela neodvodněný sediment pak bohužel znečišťoval komunikace na odvozní trase v délce několika kilometrů.

Pro dohonění skluzu v těžbě pracovaly v závěru zakázky na rybníce tři sací bagry různých společností (Obr. 3).

Při závěrečném přeměření dna rybníka pro potřeby výpočtu odtěžené kubatury bylo zjištěno, že pouze jedna ze tří společností upravila dno do požadovaného tvaru. Ostatní společnosti sice odtěžili potřebné m³, ale ve dně byly různé schody, nedotěžené části a laguny. Problém byl, že takto neupravené dno je téměř neopravitelné a může značně komplikovat případné budoucí vypuštění.



Obr. 3 Tři sací bagry na Kyjském rybníku



Obr. 4 Nakládání zvodněného sedimentu

Na slepém rameni Berounky Krňáku zase komplikovaly těžení napadané stromy a větve, které značně ztěžovaly práci bagru a bylo potřeba je nejdříve z vody odstranit.

Ještě je potřeba podotknout, že ačkoli někteří ekologové tvrdí, že se jedná o jeden z nejšetrnějších způsobů odbahňování, nesmíme opomenout, že například pro vodní mlže jakožto pomalu se pohybující dnové živočichy může být odbahnění sacími bagry likvidační.

Na základě těchto zkušeností lze sací bagry opravdu doporučit pouze tam, kde se nádrž skutečně nedá vypustit, dno je prosté mechanických překážek a je

v podstatě jedno jak bude vypadat průběh dna po odtěžení. Naprosto ideální pro sací bagry je třeba obnova zabahněných pískoven.

4 ODBAHNĚNÍ SUCHOU CESTOU

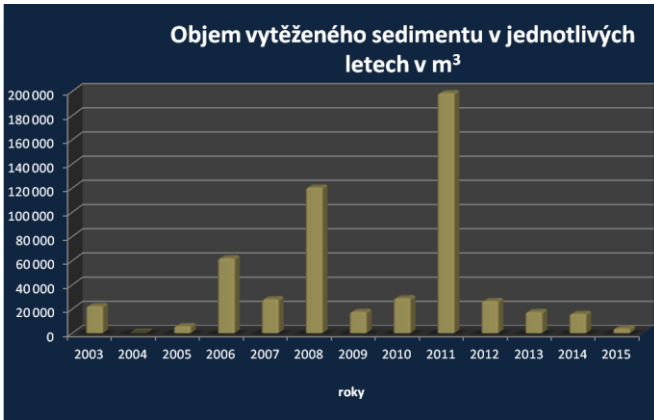
Odbahnění nádrží suchou cestou spočívá ve vypuštění celé zdrže, vybudování odvodňovacích struh, ponechání sedimentu samovolnému odvodnění a jeho těžbu bagry nebo dozery. Odvodněný sediment je pak odvážen nákladními auty na místo uložení.

Hl. město Praha jako vlastník většiny vodních ploch na svém území provádí od povodní roku 2002 postupné odbahnění rybníků a nádrží. Celkem bylo již vytěženo 549 tis. m³ sedimentu a to až na výjimky právě suchou cestou (Graf 1).

Vypuštění nádrže za účelem odbahnění, tedy na dobu několika měsíců de facto nahrazuje již téměř zapomenuté letnění a zimování rybníků. Z hlediska ochrany přírody pro odbahnění suchou cestou není zásadní ani tak délka vypuštění nádrže jako termín vypouštění. Vypouštění většinou spojené s výlovem je potřeba naplánovat ideálně na říjen až začátek listopadu, kdy ještě většina živočichů aktivuje, rybník opustí (vyjma raků, měkkýšů a některých bezobratlých, které je potřeba nechat vysbírat a v případě chráněných živočichů oprávněnou osobou) a najde si jinou lokalitu na zimování. Jarní vypouštění je pro investora vždy riskantní z důvodů možného zahnízdění ptáků a tahu obojživelníků. Ti mohou reagovat na brzký příchod jara dříve a operativněji než vlastník nádrže. Ideální je po vypuštění v rámci výstavby odvodňovacích struh vyhloubit v sedimentu někde na nátoky jednu nebo více malých tůň, které mohou na jaře sloužit jako ideální náhradní biotop pro rozmnožování obojživelníků. U rybochovných nádrží je často takováto tůňka mnohem cennější biotop než celý napuštěný rybník.

Při odbahnění suchou cestou lze také z důvodů ochrany přírody v rybníce ponechat bez problémů mrtvou dřevní hmotu a to jak napadané kmeny, tak pařezy. Takto bylo ponecháno mrtvé dřevo při odbahnění přírodní rezervace V Pískovně (Obr. 5, 6).

Vypuštění nádrží pro účely citlivého odbahnění může být z pohledu ochrany přírody chápáno i jako pozitivní disturbance v krajině. Na obnažených březích se během velice krátké doby vyvine vegetace obnažených den, kde se mohou vyskytovat i vzácnější druhy rostlin a vznikne zde biotop zajímavý pro některé druhy bezobratlých a ptáků. Typickými druhy vyhledávající takovéto lokality jsou například čejka a kulík.



Graf 1 Objem vytěženého sedimentu v pražských nádržích



Obr. 5 Ponechání mrtvého dřeva v PR V Pískovně



Obr. 6 Ponechání cenných partií bez zásahu

5 ZÁVĚR

Na základě třináctiletých zkušeností s odbahňování nádrží v hl. m. Praze mohu jednoznačně konstatovat, že pokud je to jen trochu možné je nejvýhodnější, nejefektivnější a nejrychlejší provádět odbahnění suchou cestou. Je-li odbahnění prováděno z ekologického pohledu citlivě, tedy dojde-li k vypuštění na podzim, je ponecháno z plochy rybníka min. 10 % litorálů a není-li sediment vyhrnován na břehy, jde v dlouhodobém kontextu z pohledu ochrany přírody o pozitivní zásah.

Literatura

- [1] WETH, Nikolaus. Und die Natur kann wieder atmen... *StrategieJournal*, Heft 04-10.
- [2] www.praha-priroda.cz
- [3] www.plosab.cz

**VLIV ODBAĚOVÁNÍ NA BEZOBRATLÉ ŽIVOČICHY
LITORÁLU VE STOJATÝCH VODÁCH**

**THE IMPACT OF SEDIMENT REMOVAL ON LITTORAL INVERTEBRATES
IN STANDING WATERS**

Jan SYCHRA^{1,✉}

¹*Ústav botaniky a zoologie, Přírodovědecká fakulta, Masarykova Univerzita, Kotlářská 2,
611 37 Brno*

[✉]*dubovec@seznam.cz*

Abstract

Bottom sediment removal, a widely used technique in restoration management of standing water bodies, has a strong influence on assemblages of aquatic organisms. The aim of this paper is to discuss the most common positive and negative impacts of sediment removal on littoral assemblages from the conservational point of view. A case study, research on macroinvertebrate assemblage succession in a Štěpánek fishpond (Bohemian-Moravian highlands) littoral zone following restoration by sediment removal, is described. A significant decrease in both abundance and diversity of macroinvertebrates was detected immediately after pond restoration. A significant shift was recorded in the taxonomic and functional composition of the macroinvertebrate assemblage after sediment removal. Phytophilous taxa, grazers and scrapers, and swimming or diving invertebrates were common before the intervention, whilst open-water taxa preferring mud and other mostly inorganic microhabitats, gatherers/collectors, and burrowing/boring invertebrates were more common after sediment removal. Succession of the fishpond invertebrate assemblage in the years following sediment removal was mainly influenced by fish farming practice and local conditions, mostly by the succession of littoral macrophyte beds. Finally, also major recommendations for sediment removal for nature conservation are added.

Keywords: sediment removal, invertebrates, pond littorals, succession, conservation, management recommendations

1 ÚVOD

Odbahňování je běžně používanou technikou obnovy vodních těles. Na našem území se začalo masivně používat především od 80. let minulého století, kdy šlo o jedno z melioračních opatření, jehož hlavním účelem bylo zvýšení produkční kapacity rybníků. Ve světě jde dnes o běžný managementový nástroj používaný k redukci živin v sedimentu a celkové obnově vodního ekosystému [1][2]. Díky odstranění sedimentu bohatého na organické látky lze totiž teoreticky dosáhnout zpomalení eutrofizace. Odbahnění přitom silně ovlivňuje nejen charakter vodního tělesa v následujících sezonách, ale má významný vliv i na vývoj společenstev mokřadních organismů.

Tyto vlivy přitom můžou být pozitivní i negativní. Mezi pozitivní lze zahrnout zlepšení kvality vody [3], snížení množství fosforu v sedimentu [4], redukce vodního květu a chlorofylu *a* [3][5], nárůst diverzity fytoplanktonu [6] a velkého zooplanktonu [5] nebo obnova porostů mokřadní vegetace [7]. Vhodné je uvést, že ve většině zmíněných případů byly pozitivní efekty odbahnění poměrně krátkodobé. Ze zaznamenaných negativních jevů lze jmenovat odstranění živočichů vázaných na sedimenty a jejich životních stádií, včetně ochránářsky významných druhů, jako jsou vodní želvy a obojživelníci [8], v našich podmínkách pak např. pijavka lékařská (*Hirudo medicinalis*) [9]. Po odbahnění byl rovněž v některých případech pozorován nárůst vodního květu a pokles populací zooplanktonu [10]. Záleží tedy evidentně na konkrétních podmínkách dané lokality. V následujícím textu popíšu případ sledování vlivu odbahnění na litorální společenstva bezobratlých v našich podmínkách.

2 CASE STUDY: VLIV ODBAHNĚNÍ NA LITORÁLNÍ BEZOBRATLÉ NA RYBNÍKU ŠTĚPÁNEK

Z pohledu vodních bezobratlých existuje zatím jen velmi málo informací o vlivu odbahnění na jejich společenstva. S negativním příkladem jsme se u nás setkali při odbahnění PP Jezírko Kutnar v zimě 2006/2007. I když toto opatření bylo úspěšné z pohledu regenerace ohrožené mokřadní vegetace [11], po odbahnění z lokality zmizela populace kriticky ohrožené pijavky lékařské, která byla evidentně odvezena spolu se sedimentem, ve kterém zimovala [9].

O vlivu odbahnění na celé společenstvo vodních bezobratlých máme informace z jezer na Floridě [12] a v Coloradu [10], přičemž v obou případech došlo v sezoně po zásahu k celkovému poklesu diverzity i denzity tohoto společenstva. Pokud je mi známo, tak podobné studie sledující vliv odbahnění na vodní bezobratlé v rybnících neexistují. I z toho důvodu jsem se této problematice věnoval na rybníku Štěpánek na Českomoravské vrchovině.

Výsledky z tohoto sledování jsem již publikoval v zahraničí [13], rád bych se ale o tyto zkušenosti podělil i se čtenáři tohoto sborníku. Rybník Štěpánek se nachází na území bývalého okresu Třebíč, v katastru obce Pozďatín a je součástí soustavy tzv. Náměšťských rybníků. Jde o menší rybník s rozlohou 2,2 ha, ležící v nadmořské výšce asi 450 m n. m. Je dlouhodobě využíván k rybníčnímu hospodaření, obvykle s kapří obsádkou. Na více jak polovině obvodu rybníka byla ještě v roce 2003 vyvinuta litorální vegetace (Obr. 1) s dominancí orobince úzkolistého (*Typha angustifolia*) a zblochanu vodního (*Glyceria maxima*). Sukcesi litorálního společenstva bezobratlých po odbahnění jsem na tomto rybníku sledoval v letech 2003–2008. Pomocí ruční síťky jsem každý rok v polovině července odebral směsný vzorek bezobratlých vyskytujících se podél asi 200m linie u severozápadního břehu rybníka. K odbahnění rybníka suchou cestou přitom došlo v zimě 2003/2004, takže jsem měl k dispozici jeden odběr před zásahem a pět odběrů z let následujících po zásahu. Od r. 2005 byl rybník nasazován vysokou obsádkou s kaprem, línem, amurem a candátem (viz Tab. 1).



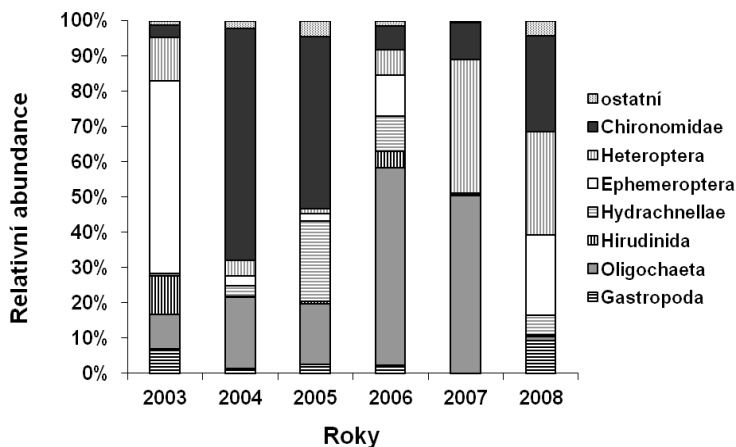
Obr. 1 Severozápadní část litorálního pásma rybníka Štěpánek, kde probíhaly odběry vodních bezobratlých. V roce 2003 před odbahněním je vidět rozvinutá litorální vegetace, v roce 2006 po odbahnění není přítomna. V současnosti je opět rozvinutá (zdroj: mapy.cz)

Při odbahnění Štěpánku došlo k likvidaci litorálních porostů (Obr. 1) a zároveň k nápadnému poklesu abundance i diverzity litorálních bezobratlých (o asi 90 % jedinců a 30 % taxonů), které pak v následujících letech znovu postupně narůstaly (též [12]). Podobně jako v jiných obdobných studiích [12], [14] i zde v prvním období po zásahu dominovali rychlí kolonizátoři, především larvy pakomárů (Chironomidae). Naopak rychlé osídlení vodními plošticemi (Heteroptera) a brouky (Coleoptera) zde na rozdíl od jiných prací [14][15] zaznamenáno nebylo, což bylo zřejmě způsobeno nasazením velké rybí obsádky po odbahnění (od roku 2005) a s tím spojenou velmi pomalou sukcesí litorální vegetace. Pomalou sukcesí vegetace přitom způsobovala i trvale vysoká hladina vody v odbahněném rybníku [16]. Poměrně vysoký podíl permanentní fauny (máloštětinatci (Oligochaeta), plži (Gastropoda)) po odbahnění napovídá tomu, že jejich kokony a vejce nebyly z lokality kompletně odstraněny spolu se

sedimenty, protože jinak rekolonizace těchto živočichů probíhá spíše pomalu [14][17]. Podrobné údaje z jednotlivých let ukazuje tab. 1, složení společenstva litorálních bezobratlých pak Graf 1.

Tab. 1 Hlavní charakteristiky společenstva litorálních bezobratlých, vegetace, rybích obsádek a úrovně vodní hladiny na rybníku Štěpánek během let 2003-2008 (zkratky rybích druhů: K = kapr obecný, A = amur bílý, L = lín obecný, Ca = candát obecný)

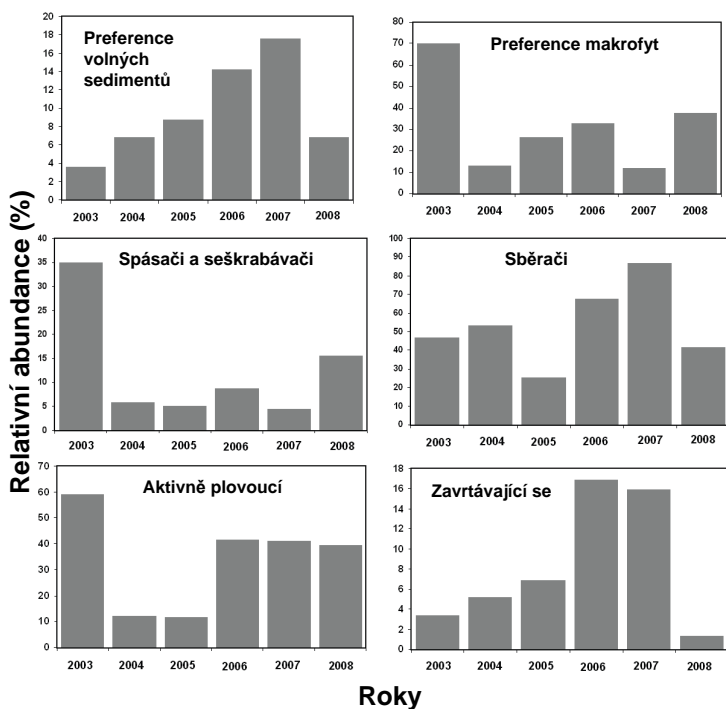
	12.7.2003	20.7.2004	16.7.2005	18.7.2006	21.7.2007	12.7.2008
počet jedinců	3499	346	927	3349	2072	1186
počet taxonů	44	32	33	41	21	48
stejně taxony (%)	100	38.6	50.0	52.3	25.0	45.5
početné taxony (více jak 10 %)	Ephemeroptera Heteroptera Hirudinida	Chironomidae Oligochaeta	Chironomidae Hydrachnellae Oligochaeta	Oligochaeta Ephemeroptera	Oligochaeta Heteroptera Chironomidae	Heteroptera Chironomidae Ephemeroptera
litorální porosty (%)	28.9	3.4	16.7	11.0	5.0	28.5
dominantní makrofyta	<i>Typha angustifolia</i> <i>Glyceria maxima</i> <i>Schoenoplectus</i> sp.	spec. of exposed bottoms <i>Glyceria maxima</i>	<i>Phalaris arundinacea</i> <i>Typha latifolia</i> <i>Glyceria maxima</i>	<i>Glyceria maxima</i> <i>Typha latifolia</i>	<i>Glyceria maxima</i> <i>Typha latifolia</i>	<i>Typha latifolia</i> <i>Glyceria maxima</i>
rybí obsádka (kg/ha)	180.0	0.0	965.0	973.9	835.2	870.0
druh a věk ryb	K2	0	K2,A3	K2,K1,L1,Ca1	K2,L2	K2,L2,A1,Ca1
vodní hladina	0	0	0	0	-1 m	-0.75 m



Graf 1 Relativní abundance jednotlivých skupin bezobratlých na Štěpánku v letech 2003–2008

Ze sledovaných ekologických faktorů měla na rozvoj litorálních bezobratlých zřejmě největší vliv sukcese litorální emerzní vegetace. Negativně totiž ovlivnilo odbahnění především bezobratlé vázané na biotopy s makrofyty, jako jsou např. spásací a seškrabávači (např. někteří plži; podobně též [10]). Změny ve složení společenstva litorálních bezobratlých rovněž odrážely nápadné změny v litorálních biotopech, ve kterých se po odbahnění vyskytuje více

anorganického substrátu a holého dna [12]. Ve sledovaném společenstvu tak bylo možné pozorovat posun od fytofilních taxonů, jako jsou např. larvy jepic, k taxonům volné vody, jako byli někteří máloštetinatci a larvy pakomárů (podobně též [10]). Poměrně rychlý zvrát v tomto vývoji byl pak zaznamenán po čtyřech letech sledování, kdy se kvůli snížení vodní hladiny vlivem sucha nastartovala sukcese litorální vegetace a spolu s ní byli ve společenstvu znovu ve větší míře nalezeni fytofilní bezobratlí. Změny ve funkčním složení společenstva litorálních bezobratlých po odbahnění Štěpánku jsou patrné z Grafu 2.



Graf 2 Relativní abundance hlavních funkčních skupin litorálních bezobratlých před (2003) a po odbahnění (2004–2008) rybníku Štěpánek na Českomoravské Vysočině

Z popsaných výsledků lze odvodit i některá doporučení pro případný management podporující mokřadní biotu. Koneckonců takováto podpora je vhodná i v případě hospodářských rybníků, kde je bohatá nabídka přirozené potravy velmi žádoucí. Podrobněji se doporučeními z pohledu ochrany přírody budu zabývat v následující části.

3 PRAKTICKÁ DOPORUČENÍ K ODBAHŇOVÁNÍ VODNÍCH TĚLES Z POHLEDU OCHRANY PŘÍRODY

O tom, že i u nás se odbahňování začíná etablovat i jako managementový nástroj pro účely ochrany přírody svědčí jeho použití v chráněných územích. Za všechny lze zmínit např. revitalizaci NPR Bohdanečský rybník na Pardubicku [18] nebo rybníka v PP Kojetín na Královéhradecku [19], které přinesly pozitivní efekty na mokřadní společenstva rostlin i živočichů. I vzhledem ke zkušenostem, které přibývají, bych zde rád stručně shrnul hlavní zásady odbahňování pro potřebu ochrany přírody.

- často chybí výzkum aktuálního stavu lokality před odbahněním a ujasnění priorit jeho účelu, v této fázi je taky klíčová spolupráce s projektantem odbahňování. Projektová dokumentace musí obsahovat: popis prací, morfologii nádrže po zákroku, harmonogram prací, použitou technologii, místo deponování sedimentů a plánované využití nádrže po zákroku.
- zásadní je harmonogram prací, které by neměly probíhat v době rozmnožování klíčových organismů. Co se týče vypouštění nádrže, jeho začátek by měl probíhat až po 31.7., tedy po rozmnožování většiny obojživelníků a ptáků, ale i dříve než v říjnu, kdy do vodních těles přicházejí zimující obojživelníci (např. zelení skokani). Zemní práce pak mohou probíhat od září do konce února, napouštění vody pak do konce března, kdy už by opět nemělo docházet k manipulaci s vodní hladinou kvůli rozmnožování obojživelníků.
- na lokalitách s výskytem významných druhů živočichů či rostlin by nemělo být odbahňováno celé vodní těleso naráz, ale po částech po více sezon proto, aby alespoň část jedinců na lokalitě zůstala (viz případ s pijavkou lékařskou uvedený výše), případně lze provést jen částečné odbahnění. V případě větších živočichů (např. škeble, pijavka lékařská, obojživelníci), ale i u některých rostlin lze před odbahňováním přistoupit k záchrannému transferu na náhradní stanoviště, odkud mohou být po zákroku vráceni na lokalitu.
- pokud to dovoluje situace, je vhodné před zákrokem vybudovat v okolí náhradní tůň, které mohou posloužit jako refugium pro pohyblivější živočichy.
- šetrnější je odbahňování na plné vodě, tedy za použití sacích bagrů s odváděním sedimentů pomocí potrubí. Pokud jde o odstraňování sedimentů suchou cestou, pak může být problematická likvidace litorálů těžkou technikou. Zvláště v případě zrašelinělých břehů je toto riziko značné. Zcela jako nevhodná z pohledu ochrany přírody je likvidace litorálů klasickým vyhrnováním sedimentů pomocí buldozerů.

- morfologie nádrže po odbahnění by měla být s pozvolnými břehy plynule přecházejícími do navazujících biotopů. Právě ekotony mezi vodním a terestrickým prostředím patří k biotopům s největší diverzitou mokřadních organismů a proto je jejich podpora velmi žádoucí. Při odbahňování přitom lze naplánovat i tvorbu a obnovu těchto přílehlých biotopů. Naopak absolutně nevhodné jsou nádrže se strmými břehy, které neumožňují obnovu litorálních porostů.
- již při projektování zákroku je nutné vědět, kam bude sediment deponován (např. na zemědělské plochy, usazovací nádrže apod.). Případně lze sedimenty použít pro tvorbu ostrůvků, pokud se tyto dostatečně zajistí proti rozplavování. Mnohem vhodnější je ale jeho odvoz z lokality. Naprosto nevhodné je naopak ukládání sedimentů na břehy a tvorba valů. Jednak tím vznikají strmé břehy (viz předešlý bod), likviduje se litorální vegetace a blokuje se její regenerace, valy pak navíc často zarůstají ruderální nitrofilní vegetací, např. kopřivami, příp. některými invazními druhy. Při vyšší hladině z nich pak může docházet i k zpětnému vyplavování živin do vodního sloupce.
- jak ukázal i výzkum na rybníku Štěpánek, pro vývoj v sezonách po odbahnění je zásadní následné hospodaření. V případě vysoké vodní hladiny a nasazení vysokých rybích obsádek dochází k blokování regenerace společenstev vodních rostlin i bezobralých. Proto je vhodnější v tomto období ponechat nižší vodní hladinu (zásadní pro vegetaci) a nasazovat ryby až druhou sezonu po zákroku a začínat s menšími obsádkami. Případně upravit management lokality podle aktuálních podmínek na lokalitě a v závislosti na regeneraci cílových společenstev.
- specifické případy: při odbahňování periodických tůní s výskytem velkých lupenonohých korýšů je dříve nutné odebrat vrchních zhruba 10 cm sedimentu, ve kterém jsou obsažena vajíčka těchto živočichů, a po odbahnění tělesa tuto vrstvu opět vrátit zpět. Při odbahňování s výskytem vzácných druhů rostlin je nutné ponechat neodbahněné reprezentativní části cílové vegetace a vyloučit vjezd těžké techniky a ukládání sedimentu do těchto částí.

Výše uvedený souhrn doporučení je určen pro případy, že je cílem odbahnění vodního tělesa zlepšení jeho ekologického stavu. Není nikterak vyčerpávající a nutno mít na paměti, že jednotlivé zákroky vycházejí obvykle z konkrétní situace na odbahňovaném vodním tělese (viz také [20]). Z tohoto pohledu nám ale stále chybějí detailnější informace o tom, které zásadní procesy mají vliv na vývoj různých typů společenstev po odbahnění. Velmi žádoucí by proto byly především další studie zaměřené na detailní sledování fyzikálních a chemických podmínek v litorálech v mikro- a mezohabitatových škálách. Vzhledem k absenci informací z našich podmínek by pak byl vhodný další

výzkum zaměřený na regeneraci společenstev rostlin, zooplanktonu i zoobentosu po odbahnění na různých typech našich rybníků.

Literatura

- [1] MOSS, B., BALLS, H., IRVINE, K., STANSFIELD J. (1986). Restoration of two lowland lakes by isolation from nutrient-rich water sources with and without removal of sediment. *Journal of Applied Ecology*, 23: 391-414.
- [2] BOYD, C. E. (1995). *Bottom Soils, Sediment and Pond Aquaculture*. Chapman and Hall, New York. 350 s.
- [3] POKORNÝ, J., HAUSER, V. (2002). The restoration of fish ponds in agricultural landscapes. *Ecological Engineering*, 18: 555-574.
- [4] PHILLIPS, G., BAMWELL, A., PITT, J., STANSFIELD, J., PERROW, M. (1999). Practical application of 25 years' research into the management of shallow lakes. *Hydrobiologia*, 395/396: 61-76.
- [5] MOSS, B., STANSFIELD, J., IRVINE, K., PERROW, M., PHILLIPS, G. (1996). Progressive restoration of a shallow lake: a 12-year experiment in isolation, sediment removal and biomanipulation. *Journal of Applied Ecology*, 33: 71-86.
- [6] POULÍČKOVÁ, A., PECHAR, L., KÜMMEL, M. (1998). Influence of sediment removal on fishpond phytoplankton. *Algological Studies*, 89: 107-120.
- [7] VAN WICHELEN, J., DECLERCK S., MUylaERT, K., HOSTE, I., GEENENS, V., VANDEKERKHOVE, J., MICHELS, E., DE PAUW, N., HOFFMANN, M., DE MEESTER, L., VYVERMAN, W. (2007). The importance of drawdown and sediment removal for the restoration of the eutrophied shallow Lake Kraenepoel (Belgium). *Hydrobiologia*, 584: 291-303.
- [8] ARESCO, M. J., GUNZBURGER, M. S. (2004). Effects of large-scale sediment removal on herpetofauna in Florida wetlands. *Journal of Herpetology*, 38: 275-279.
- [9] SCHENKOVÁ, J., SYCHRA, J., KOŠEL, V., KUBOVÁ N., HORECKÝ, J. (2009). Freshwater leeches (Annelida: Clitellata: Hirudinida) of the Czech Republic (Central Europe): checklist, new records, and remarks on species distributions. *Zootaxa*, 2227: 32-52.
- [10] OBERHOLSTER, P. J., BOTHA, A. M., CLOETE, T. E. (2007). Ecological implications of artificial mixing and bottom-sediment removal for a shallow urban lake, Lake Sheldon, Colorado. *Lake Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 12: 73-86.

- [11] SKÁCELOVÁ, O. (2009). Obnova poříční tůně a její další vývoj na příkladu PP Jezírko Kutnar (výsledky 24letého sledování). *Říční krajina 6. Sborník z konference, Olomouc 2009*: 140-145.
- [12] BUTLER, R.S., MOYER, E. J., HULON, M. W., Williams, V. P. (1992). Littoral zone invertebrate communities as affected by a habitat restoration project on Lake Tohopekaliga, Florida. *Journal of Freshwater Ecology*, 7: 317-328.
- [13] SYCHRA, J., ADÁMEK, Z. (2011). The impact of sediment removal on the aquatic macroinvertebrate assemblage in a fishpond littoral zone. *Journal of Limnology*, 70 (1): 129-138.
- [14] DANELL, K., SJÖBERG, K. (1982). Successional patterns of plants, invertebrates and ducks in a man-made lake. *Journal of Applied Ecology*, 19: 395-409.
- [15] JEFFRIES, M. (1994). Invertebrate communities and turnover in wetland ponds affected by drought. *Freshwater Biology*, 32: 603-612.
- [16] ZÁKRAVSKÝ, P., HROUDOVÁ, Z. (2007). Vliv řízeného rybníčního managementu na obnovu rákosin v NPR Velký a Malý Tisý. *Zprávy České Botanické Společnosti, Praha, 42, Mater.*, 22: 167-196.
- [17] BROWN, S.C., SMITH, K., BATZER, D. (1997). Macroinvertebrate responses to wetland restoration in northern New York. *Environmental Entomology*, 26: 1016-1024.
- [18] FRANKOVÁ, L., PEŘINA, V. (2014). Revitalizace Bohdanečského rybníka. *Ochrana přírody*, 69 (2): 11-13.
- [19] TRNKA, P., HAUSVATEROVÁ, M., VOJTĚCHOVSKÁ, E. (2014). Obnova rybníka Kojetín v Polabí. *Ochrana přírody*, 69 (3): 18-22.
- [20] JUST, T., ŠÁMAL, V., DUŠEK, M., FISCHER, D., KARLÍK, P., PYKAL, J. (2003). *Revitalizace vodního prostředí*. AOPK ČR, Praha. 144 s.

NAKLÁDÁNÍ S VYTĚŽENÝMI SEDIMENTY Z POHLEDU ENVIRONMENTÁLNÍ LEGISLATIVY – TEORIE A PRAXE

EXCAVATED SEDIMENT HANDLING ACCORDING TO RELEVANT ENVIRONMENTAL LEGISLATION – THEORY AND REALITY

David KOTRBA^{1,✉}, Pavel Zbirovský¹

¹ALS Czech Republic, Na Harfě 9, 190 00 Praha 9

✉david.kotrba@alsglobal.com

Abstract

Fate of excavated sediments is ruled by waste legislation (185/2001Sb.) in the Czech Republic. This law refers to legislative decrees dealing with sediment as a waste which can be used on the farmland, terrain surface or removed to waste dumps. Other possibilities of sediment handling are quite rare.

The decisions which ways of dealing with sediment can be chosen are driven by analytical results of examined sediment and also by economy and preferred ways of waste handling (reuse).

Keywords: legislation, waste, sediment, terrain, farmland, waste dump, analysis, parameters

1 NAKLÁDÁNÍ SE SEDIMENTY – MOŽNOSTI Z HLEDISKA PLATNÉ LEGISLATIVY

1.1 Základní pojmy a ustanovení zákona 185/2001 Sb.

Možnosti nakládání se sedimenty vytěženými z rybníků, nádrží či jakýchkoliv jiných vodních útvarů je z hlediska ochrany životního prostředí podchyceno v rámci zákona o odpadech č. 185/2001 Sb. (dále Zákon) ve znění pozdějších předpisů. Novelizace provedená konce roku 2015 ze zákona odstranila možnost vyjmutí sedimentů z gesce Zákona splněním podmínek stanovených v jeho příloze č. 9. Sediment je tedy, stejně jako jakýkoli jiný materiál, řazen mezi odpad definovaný jako „... věc, které se osoba zbavuje nebo má úmysl nebo povinnost se jí zbavit“ [1]. Pouze v případě, že je sediment přemísťován v rámci toku (řeka), nebo zdrže (rybník) za účelem správy vod a vodních cest, předcházení povodním, zmírnění účinku povodní a období sucha nebo rekultivace půdy se nejedná o odpad, dle § 2, písmeno g) Zákona, pokud

současně splňuje podmínku, že nevykazuje žádnou z nebezpečných vlastností uvedených v příloze přímo použitelného předpisu Evropské unie o nebezpečných vlastnostech odpadů [1].

1.2 Přehled možností nakládání se sedimenty

Nakládání se sedimenty je podrobněji popsáno Zákonem v § 37t. Definují se zde podmínky, za kterých lze sedimenty uložit či použít v rámci jejich dalšího využití mimo místa pro uložení odpadu (sklárky). Kromě toho lze sedimenty uložit jako odpad na skládku či do speciálních zařízení dle § 14, odst. 2 Zákona. V zásadě existuje tedy několik základních možností dalšího nakládání se sedimentem:

- využití na zemědělský půdní fond (ZPF),
- terénní úprava, zavážení podzemních prostor,
- uložení v jiném zařízení dle § 14, odst. 2 Zákona,
- využití jako stavebního materiálu v souladu s § 14 odst. 2,
- skládka (místa pro uložení odpadu),
- vedlejší produkt.

1.2.1 Využití na zemědělský půdní fond (ZPF)

Využívání sedimentů na ZPF je povoleno při splnění podmínek daných Vyhláškou 257/2009 Sb., jež stanovuje požadované vlastnosti sedimentů i půdy, na které mají být uloženy. Současně také určuje množství takto využitelného sedimentu na plochu zemědělské půdy.

Vyhl. č. 257/2009 definuje řadu prověřovaných ukazatelů, splnění jejichž limitních koncentrací ve vyhlášce uvedených je nutnou podmínkou pro možnost sediment tímto způsobem využít. Jedná se o:

- rizikové látky (Vyhl. č. 257/2009, příloha č. 1, viz Tabulka 2),
- ekotoxikologické testy (Vyhl. č. 257/2009, příloha č. 4, tab. 1),
- mikrobiologické ukazatele (Vyhl. č. 257/2009, příloha č. 4, tab. 2; nutno prokázat u 5 vzorků v rámci jednoho vzorkování),
- agrochemické vlastnosti sedimentu a půdy (Vyhl. č. 257/2009, příloha č. 6),
- rizikové látky v půdě a granulometrická analýza půdy (určení typu půdy), na kterou má být sediment použit (Vyhl. č. 257/2009, příloha č. 3),
- množství sedimentu v tunách sušiny na 1 ha zemědělské půdy (Vyhl. č. 257/2009, příloha č. 5 – textura půdy a sedimentu – viz Tab. 1).

Tab. 1 Příloha č. 5 k vyhlášce č. 257/2009 Sb. - Maximální aplikační dávka sedimentu na 1 ha zemědělské půdy v tunách sušiny

Textura půdy	Textura sedimentu			
	písčitohlinitý	hlinitý	jílovitohlinitý	jílovitý
Běžné půdy	600	750	450	300
Lehké půdy	450	600	750	750

Kromě výše uvedených parametrů a jejich splnění klade uvedená vyhláška ještě další zásadní podmínky. Na zemědělské půdě lze používat sedimenty, pokud (§ 3 Vyhl. 257/2009 Sb.):

- e) stanovená dávka sedimentu je na pozemek používána v jedné agrotechnické operaci a v souvislém časovém období za příznivých fyzikálních a vlhkostních podmínek, rovnoměrně po ploše pozemku, v maximální výšce vrstvy použitého sedimentu do 10 cm; v případě menší hloubky orničního profilu než 30 cm musí být dodržen poměr použitého sedimentu k ornici 1 : 3; hloubka ornice se hodnotí podle pátého číselného znaku bonitovaných půdně ekologických jednotek,
- f) jsou zapraveny do půdy do deseti dnů od jejich rozprostření,
- g) doba od posledního použití sedimentu na daný pozemek je delší než 10 let,
- h) doba od posledního použití upraveného kalu na daný pozemek je delší než 1 rok [2].

Výše uvedené podmínky jsou zejména v gesci zemědělců, kteří sediment do půdy zapracovávají. Je třeba podotknout, že pro provedení analytického testování sedimentů v plném rozsahu popsanych zkoušek je nutno v rámci projektu nakládání se sedimenty počítat s dostatečně dlouhým časovým intervalem mezi odběrem vzorků a získáním výsledků. Zejména ekotoxikologické testy, tak jak jsou příslušnými předpisy definovány, mohou trvat cca 3-4 týdny. Pro jejich provedení je třeba dodat jak sediment, tak i půdu, na kterou se bude sediment používat. Tato slouží jako referenční půda pro ekotoxikologický test s roupicemi, chvostoskokem a kořenem vyšších rostlin.

Jedná se o častý způsob nakládání se sedimentem, při němž je navíc využíváno cenných látek, které sediment může obsahovat a které mohou být navraceny zpět do půdy. Přestože se jedná z definice stále o odpad, nevede se jeho evidence, ani se nezařazuje do ročního hlášení odpadů dle §39 Zákona.

1.2.2 Terénní úpravy, zavážení podzemních prostor

Sedimenty je možné využívat na povrchu terénu (například k terénním úpravám, rekultivacím) a k zavážení podzemních prostor v souladu s § 14 odst. 2 za splnění podmínek stanovených podle § 19 odst. 3 Zákona. Využitím na povrch terénu je míněno také využití při uzavírání skládky k vytváření ochranné vrstvy kryjící těsnicí vrstvu skládky a svrchní rekultivační vrstvy skládky. Podmínky pro využívání odpadů na povrchu terénu jsou stanoveny v Příloze 11 Vyhl. 294/2005 a požadavky na obsah škodlivin a toxicitu odpadů využívaných na povrchu terénu v příloze 10.

Pro využití odpadu (sedimentu) na povrch terénu je třeba zpravidla splnit požadavky definované v tabulkách 10.1 a 10.2 přílohy 10 Vyhl. 294/2005. Nicméně platí, že potřebné prokázání parametrů odpadu se řídí dle provozního řádu zařízení, požadavků ČIŽP, příslušného krajského úřadu atp. Tito mohou stanovit širší či užší spektrum kontrolovaných parametrů, nežli je určeno ve zmíněných tabulkách 10.1 a 10.2.

Současně ovšem také platí, že překročení nejvýše přípustných hodnot jednotlivých ukazatelů uvedených v tabulkách 10.1 a 10.2 je přípustné v případě, že jejich zvýšení odpovídá podmínkám charakteristickým pro dané místo a geologické a hydrogeologické charakteristice místa a jeho okolí. Současně musí platit, že využívané odpady při normálních klimatických podmínkách nepodléhají žádné významné fyzikální, chemické nebo biologické přeměně, která by vedla k uvolňování škodlivin do životního prostředí a upravené (čili zvýšené) limitní hodnoty, včetně případných kritických ukazatelů neuvedených v tabulkách 10.1 a 10.2 jsou stanoveny v provozním řádu příslušného zařízení [3].

V případě využívání odpadů k rekultivaci vytěžených povrchových důlních děl (povrchové doly, lomy, pískovny), k terénním úpravám nebo rekultivacím lidskou činností postižených pozemků v daném místě v množství větším než 1000 t musí být pro toto místo navíc zpracováno hodnocení rizika [3].

1.2.3 Porovnání požadavků vyhlášek 294/2005 a 257/2009 z hlediska možností použití sedimentů

Parametry a limity stanovené jakožto rizikové se ve vyhláškách 294/2005 a 257/2009 liší. Může tedy reálně nastat např. situace ilustrovaná v Tab. 2, kdy sediment není možno uložit na povrch terénu z důvodu vyššího obsahu arsenu, než je stanoveno (10 mg/kg sušiny), ale na ZPF ano, protože Vyhl. 257/2009 povoluje trojnásobně vyšší obsah arsenu v sedimentu. Na druhou stranu Vyhl. 257/2009 obsahuje více parametrů (Be, Co, Cu, DDT) než 294/2005 a chybí v ní pouze EOX, což může vést u specificky zatížených sedimentů k tomu, že uloženi

na ZPF nebude možné např. kvůli obsahu Cu, což v rámci 294/2005 není kov, který by byl z hlediska obsahu v odpadu nějak limitován.

Tab. 2 Příklad porovnání limitů vyžadovaných vyhláškami 294/2005 (Tabulka č. 10. 1 - využití odpadu na povrch terénu) a 257/2009 (Příloha 1 - využití sedimentu na ZPF)

Parametr		Vyhláška 294/2005	Vyhláška 257/2009	Vyhovuje limitům?	Vyhovuje limitům?
(mg/kg sušiny)	Vzorek	Tab. 10.1 - limity	Příloha č.1 - limity	294/2005 Tab. 10.1	257/2009 Příloha 1
Sušina (%)	90,8				
EOX	< 1	1	Není limit	ANO	
As	13	10	30	NE	ANO
Be	1,3	Není limit	5	Není limit	ANO
Cd	< 0,5	1	1	ANO	ANO
Co	19,4	Není limit	30	Není limit	ANO
Cr	10	200	30	ANO	ANO
Cu	33,7	Není limit	100	Není limit	ANO
Hg	< 0,1	0,8	0,8	ANO	ANO
Ni	32,3	80	80	ANO	ANO
Pb	17	100	100	ANO	ANO
V	72	180	180	ANO	ANO
Zn	247	Není limit	600	ANO	ANO
BTEX	< 0,005	0,400	0,400	ANO	ANO
PAU	0,59	6,000	6,000	ANO	ANO
PCB	< 0,01	0,200	0,200	ANO	ANO
C10 C40	234	300	300	ANO	ANO
DDT	< 0,005	Není limit	0,1	Není limit	ANO

Je třeba také zmínit, že zatímco pro uložení na povrch terénu ve valné většině případů postačuje stanovení parametrů z tabulek 10.1 a 10.2, v případě uložení na ZPF je možná škála vyžadovaných ukazatelů o dost širší. Stanovení

probíhá nejen v samotném sedimentu, ale také v půdě, na kterou má být sediment aplikován tak, aby se kumulativní efekt obsahu rizikových látek v sedimentu a v půdě neodrazil negativně na celkové zátěži dané lokality. To s sebou může přinášet vyšší časové a finanční náklady na potřebné prokázání vlastností jak sedimentu, tak i půdy. Reálně se ale pro použití na ZPF většinou prokazuje jen obsah rizikových látek v sedimentu a případně jeho textura, ostatní parametry jsou vyžadovány méně často a informace o vlastnostech půd bývá k dispozici u daného majitele či nájemce půdy.

Z hlediska ekotoxicity jsou pro sediment ukládaný na ZPF zcela jiné požadavky na stanovení, než jaké klade vyhláška 294/2005. Jsou využívány jiné typy testovacích organismů, vlastní sediment je mísen s referenční půdou a teprve na takovémto vzorku probíhá přímé testování daného organismu či parametru. Naopak dle vyhlášky 294/2005 se testuje působení výluhu z odpadu na definované organismy. Usuzovat tedy z výsledku jednoho ekotoxikologického testu na výsledky druhého není tedy s plnou jistotou možné.

Limity pro uložení odpadu na povrch terénu pro toxické působení výluhu odpadu jsou uvedeny ve Vyhl. 294/2005 Sb., Tab. 10.2 ve dvou sloupcích. Předpokladem pro uplatnění podmínek uložení odpadu dle výsledků ekotoxikologických testů je samozřejmě vždy současné vyhovění i limitům tabulky 10.1.

Sloupec I má limity přísnější a odpady, jež jim vyhoví, lze použít při uzavírání skládky k vytváření ochranné vrstvy kryjící těsnící vrstvu skládky a svrchní rekultivační vrstvu skládky [3].

Odpady, jež vyhoví mírnějším limitům ve sloupci II (a ve svrchní vrstvě v mocnosti minimálně 1 m od povrchu terénu splňují požadavky stanovené ve sloupci I), lze využít k rekultivaci vytěžených povrchových důlních děl (povrchové doly, lomy, pískovny) či k terénním úpravám nebo rekultivacím lidskou činností postižených pozemků (s výjimkou rekultivace skládek).

1.2.4 Jiné zařízení dle § 14, odst. 2 Zákona

Zákon pamatuje i na zařízení, která nejsou určena k ukládání odpadu, ale mohou přijímat různé typy materiálů/odpadů za předpokladu, že tyto splní definované podmínky. V zařízeních, která nejsou podle Zákona určena k nakládání s odpady, je možné využívat pouze odpady splňující požadavky stanovené pro vstupní suroviny a při nakládání s těmito odpady nesmějí být porušeny zvláštní právní předpisy, v souladu s nimiž je zařízení provozováno, a právní předpisy na ochranu zdraví lidí a životního prostředí [3].

V praxi se může jednat například o zavázení lagun, ukládání na místa specifikované příslušným krajským úřadem atp. Z hlediska prokázání vlastností vstupního materiálu má každé takové zařízení vydán a schválen provozní řád,

který definuje parametry a jejich limity, jež mají být plněny, a případně četnosti jejich měření. Může se jednat opět o tabulky 10.1 a 10.2, výluhové zkoušky dle tabulky 2.1 Vyhl. 294/2005, stanovení radiologických limitů atp.

1.2.5 Skládka dle § 14, odst. 1 Zákona

Umístění do zařízení pro odstraňování odpadu (na skládku) by mělo patřit dle hierarchie využívání odpadů mezi poslední možností nakládání se sedimentem. Pokud nastane tento případ, provádí se činnosti dle schváleného provozního řádu zařízení – zpravidla mezi ně patří přiřazení katalogového čísla odpadu, zařazení do třídy odpadu, analýzy dle rozhodnutí KÚ (většinou výluhové zkoušky dle tab. 2.1) [3].

1.2.6 Vedlejší produkt dle § 3, odst. 5 Zákona

Za určitých okolností se mohou materiály dostat mimo gesci zákona o odpadech a příslušných vyhlášek, pokud se stanou např. vedlejším produktem. Zákon na toto pamatuje definicí vedlejšího produktu uvedenou v § 3, odst. 5. Podle tohoto ustanovení se movitá věc, která vznikla při výrobě, jejímž prvotním cílem není výroba nebo získání této věci, nestává odpadem, ale je vedlejším produktem, pokud

- a) vzniká jako nedílná součást výroby,
- b) její další využití je zajištěno,
- c) její další využití je možné bez dalšího zpracování způsobem jiným, než je běžná výrobní praxe, a
- d) její další využití je v souladu se zvláštními právními předpisy (čili splňuje požadavky na výrobky) a nepovede k nepříznivým účinkům na životní prostředí nebo lidské zdraví.

Požadavky na vedlejší produkty (stejně tak jako na výrobky) mohou být předmětem certifikace, potom je nutno provádět prokazování vlastností vedlejšího produktu dle požadavků certifikace.

2 PŘÍPRAVA PROJEKTU A CHARAKTERIZACE SEDIMENTU

Z hlediska nakládání se sedimentem je zásadní před jeho vlastním vytěžením zvolit uvažovaný způsob nakládání, respektive jeho alternativy – a to z hledisek životního prostředí, možností zpracování sedimentu a ekonomických faktorů.

Kombinace výše uvedeného by měla vést k definování parametrů potřebných k prokázání vlastností sedimentu. Již ve fázi projektových prací je proto vhodné provést analytické činnosti, které většinou zahrnují rozborly dle vyhlášek 294/2005 a 257/2009.

Parametry dle přílohy č. 1 z Vyhl. 257/2009 lze doplnit o stanovení EOX v sušině a ekotoxicity dle tabulky 10.2 z vyhlášky 294/2005. Získáme tak hodnoty nutné k rozhodnutí zda lze počítat s uložením sedimentu na ZPF či na povrch terénu. Tyto analýzy lze doplnit výluhovou zkouškou dle tabulky 2.1 Vyhl. 294/2005 pro účely případného skládkování.

Na základě obsahu rizikových látek v sedimentu je poté možno v rámci tvorby rozpočtu projektu předem přesněji stanovit náklady pro umístění sedimentu (zda půjde o skládkování, uložení na povrch terénu či ZPF), uvedené způsoby nakládání se mohou výrazně lišit v ekonomice svého provedení. Navíc se jasnou definicí nakládání předejde situaci, kdy zhotovitel prací při vyplňování rozpočtu předpokládá jinou variantu nakládání, než která je s ohledem na složení sedimentu možná a následně dochází k vícenákladům či naopak ke zbytečně vysoké ceně prací. V případě výběrových řízení se taktéž zajistí porovnatelnost nabídek, jejichž konečnou cenu může způsob nakládání s vytěženým sedimentem výrazně ovlivnit (cena přepravy a cena uložení, objemy určené pro různé způsoby nakládání...).

Správná interpretace výsledků vyžaduje fundované, kvalitní a podložené hodnocení, které jasně definuje možnosti a způsoby nakládání ve fázi projektu, ale předpokládá také, že při vlastních pracích a doprovodných kontrolních analýzách může dojít ke změně způsobu nakládání. Analýzy sedimentu a jejich hodnocení by tedy měly být vždy součástí projektu (cena analýz, vzorkování). Nezbytným předpokladem co nejpřesnějšího zhodnocení stavu sedimentu je bezpochyby správně a dostatečně široce provedené vzorkování (viz kapitola 2.1), které by ve svém důsledku mělo vést ke zmenšování objemu odpadu nevyhovujícího pro další využití a končícího na skládkách.

2.1 Odběr vzorků

Rozsah a způsob vzorkování (a následných analýz) je, jak již bylo zmíněno, dán způsobem nakládání se sedimentem. Samozřejmě platí obecný princip, že odběr vzorků by měl být naplánován a proveden takovým způsobem, aby byly získány reprezentativní vzorky sedimentu. Zejména v případě větších objemů, ploch či mocností sedimentů je třeba naplánovat odběr vzorků tak, aby dobře popisoval stav různých částí sedimentu. Sediment se může skládat ze starších a novějších částí, jeho případná environmentální zátěž se tak může lišit v různých místech či hloubkách. Správně provedené vzorkování pak může přispět i

k naplánování takového způsobu těžby, který bude ekonomicky a ekologicky co nejefektivnější.

Samotný odběr sedimentu spočívá v odebrání prostého nebo směšného vzorku. Norma ČSN EN ISO 5667-15 uvádí doporučené časy pro započítání zkoušení. Způsob odběru sedimentu záleží na hloubce sedimentu a na zvoleném plánu/systému vzorkování. Veškeré vzorkovací činnosti se provádí za pomoci dekontaminovaných pomůcek, nádob, vzorkovačů a nepoužitých vzorkovnic. Níže uvedené metody odběru jsou nejčastěji používány. Další varianty odběrů jsou popsány v technických normách ISO 5667-12 a 5667-17.

2.1.1 Odběr vzorku ze svrchní vrstvy sedimentu v mělké vodě

Vzorkovnicí se širokým hrdlem se pod hladinou nabere příslušný vzorek a ještě pod hladinou se uzavře, odlití volné vody se provede po usazení kalu. Pokud vrstva sedimentu dosahuje až k hladině, použije se naběrákový vzorkovač („fanka“) viz Obr. 1.

2.1.2 Odběr vzorku z celé vrstvy sedimentu

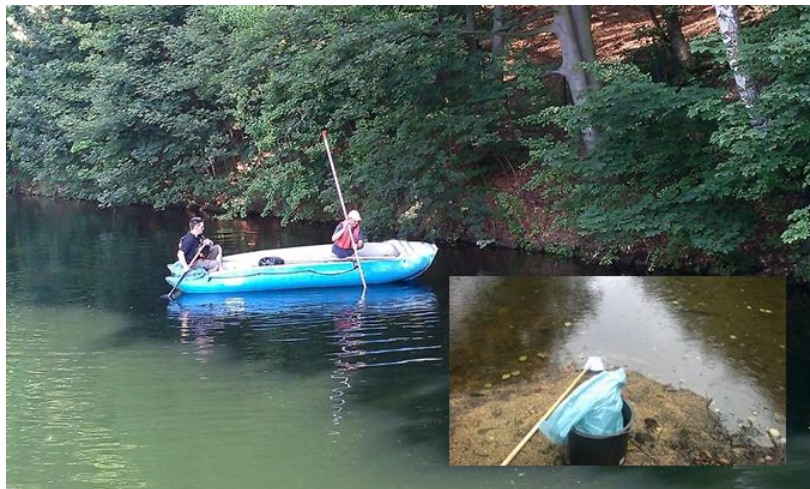
Provádí se tehdy, kdy je třeba odebrat celý vertikální profil (jádro). Nejčastěji se používá pístový vzorkovač (případně rašelinová sonda). Pístový vzorkovač se upevní na prodlužovací tyče dostatečné délky pro jeho zaražení do nejnižší části sedimentu. Teprve při dosažení svrchní části vzorkovaného sedimentu pod hladinou se vzorkovač otevře, aby při zarážení do sedimentu byl píst vytahován stejnou rychlostí, jako probíhá zarážení do nejnižšího bodu (eliminace stěsnávání vzorkovaného materiálu, Obr. 2). Získané jádro se vytlačí na podložku tak, aby je bylo možno zdokumentovat (popis, změření délky jádra, obrazová dokumentace). V případě požadavku na charakterizaci různých vrstev sedimentu se jádro rozdělí vzorkovacím nožem či lopatkou na požadované profily, které se uloží do samostatných vzorkovnic.

Při použití rašelinové sondy je po vyjmutí ze vzorkovaného objektu nutné zamezit úniku (odtoku) jemných částic. Tento typ vzorkovacího náčiní je možno používat pouze tam, kde toto není na závadu, anebo je materiál takové konzistence, že k úniku nedochází. Vzorkovač se následně umístí do vodorovné polohy a po jeho otevření dojde k odtečení volné vody. Vzorek je minimálně stěsnaný a lze jej snadno popsat (Obr. 3).

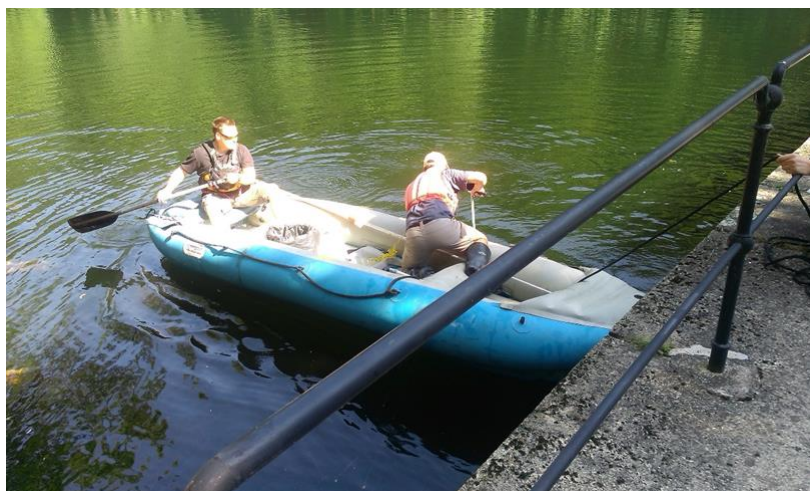
V případě, že se jádro nevejde do vzorkovnice celé, nebo se vytváří směšný vzorek, homogenizuje se každé jádro samostatně a polovina se uloží samostatně do označené vzorkovnice a druhá se použije na přípravu směšného vzorku.

2.1.3 Homogenizace vzorků v terénu

Homogenizace odebraného vzorku zahrnuje úpravu sedimentu tak, aby byl vzorek stejnorodý a jeho zmenšení na požadované množství. Základními způsoby homogenizace jsou hnětení a homogenizace sedimentů v rypném stavu.



Obr. 1 Odběr vzorku ze svrchní vrstvy sedimentu v mělké vodě fankou



Obr. 2 Odběr vzorku z celé vrstvy sedimentu – pístový vzorkovač

Hnětení se provádí v nádobě s pomocí lopatky, kdy se materiál hněte tak dlouho, dokud se vizuálně nejeví jako homogenní. Pak se zmenší tak, že

v nádobě srovnáme horní vrstvu do roviny, rozdělíme jej na čtyři díly, dva protilehlé odstraníme, znovu homogenizujeme a podle množství buď plníme vzorkovnice, nebo celý postup opakujeme (Obr. 4).

Homogenizace sedimentů v rypném stavu zahrnuje kupení na hromadu pomocí lopatky, po vytvoření hromady se z ní materiál postupně odebírá a vedle se vytváří nová hromada. Tento postup se opakuje třikrát. Čtvrtá takto vzniklá hromada se zploští přibližně na výšku lopaty (lžice) a rozdělí na čtyři části. Dvě protilehlé se odstraní a postup se opakuje podle potřeby. Po získání požadovaného množství vzorku se naplní vzorkovnice.



Obr. 3 Odběr vzorku z celé vrstvy sedimentu – rašelinová sonda



Obr. 4 Homogenizace vzorku hnětením

3 ZÁVĚR

Nakládání se sedimenty se v České republice řídí zejména zákonem o odpadech 185/2001 a souvisejícími vyhláškami 294/2005 a 257/2009. Legislativa předepisuje prokázání nezávadnosti sedimentu pro životní prostředí a případně jeho další vlastnosti pomocí analýz definovaných ve vyhláškách.

U vodohospodářských stavebních prací je vhodné již ve fázi projektování provést rekognoskaci lokality pro určení možností nakládání se sedimentem takovým způsobem, aby bylo možno co nejlépe naplánovat vlastní činnosti jak z hlediska řízení prací, tak i ekonomiky a ochrany životního prostředí.

Na základě výsledků získaných analýzami sedimentu a případně zemědělské půdy se rozhoduje o dalším osudu sedimentu, přičemž nejčastěji vytěžený sediment končí (dle pořadí výhodnosti využití) na ZPF, povrchu terénu nebo skládkách.

Pro provedení potřebných analytických činností je vhodné zvolit laboratoř schopnou provést veškerá stanovení vlastními silami a to včetně akreditovaného vzorkování. Vyhneme se tak kompilaci výsledků z několika laboratoří, jejichž přístup ke stanovování parametrů a zejména přípravě vzorků může být různý a ne zcela pod plnou kontrolou hlavní dodavatelské laboratoře.

Literatura

- [1] *Zákon 185/2001*, <http://www.zakonyprolidi.cz>
- [2] *Vyhláška 257/2004 Sb.*, <http://www.zakonyprolidi.cz>
- [3] *Vyhláška 294/2005 Sb.*, <http://www.zakonyprolidi.cz>

**RYBNÍČNÍ SEDIMENTY A NOVÉ MOŽNOSTI RECYKLACE
ŽIVIN A ORGANICKÝCH LÁTEK V ZEMĚDĚLSKÉ KRAJINĚ –
PŘÍKLADOVÁ STUDIE RYBNÍK HORUSICKÝ**
FISHPOND SEDIMENT AND THE NEW PERSPECTIVE OF NUTRIENTS AND
ORGANIC MATTER RECYCLING IN AGRICULTURAL LANDSCAPES – A
KEY STUDY OF FISHPOND HORUSICKÝ

**Jan POTUŽÁK^{1,✉}, Jindřich Duras², Lenka Kröpfelová³, Jana
Šulcová⁴, Iva Baxová-Chmelová⁴, Zdeňka Benedová⁴, Tomáš
Svoboda⁴, Ondřej Novotný⁵ a Jan Pokorný³**

¹*Povodí Vltavy, státní podnik, Emila Pittera 1, 370 01 České Budějovice*

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

³*ENKI, o.p.s., Dukelská 145, 379 01 Třeboň*

⁴*Plosab s.r.o. Dukelská 145, 379 82 Třeboň*

✉ *jan.potuzak@pvl.cz*

Abstract

Current areal 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 nutrients and organic matter recycling. An interesting opportunity could be application of fishpond sediment, mostly containing high amount of nutrients and organic matter. The main task of this paper is to introduce the trial study of possible technological process of nutrient recycling from the fish pond sediment using suction dredger and geotextile bags. Proposed concept could reduce high level of surface waters eutrophication, decrease of water reservoirs infilling and also eliminate nutrients and soil particles loss from agricultural landscapes.

Keywords: fishpond sediment, nutrients recycling, erosion, geotextile bags, field

1 ÚVOD

Využití rybníčních sedimentů pro zúrodnění zemědělských pozemků není v naší krajině novou záležitostí. Bahno z rybníků bylo vždy považováno za velmi kvalitní, na živiny bohaté hnojivo, které bylo dokonce součástí deputátů pracovníků v rybníkářství [1]. Ještě na počátku 20. století byly sedimenty z rybníků řazeny mezi jakostní zeminy. S rozvojem mechanizace odbahnění, s nástupem průmyslových hnojiv, zavedením širokého spektra cizorodých látek do oběhu a také 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. Hospodařící subjekty tak často při výloveh posouvali a 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 navíc v povodí obvykle dochází ke kontaminaci sedimentů, a poté již nelze ani teoreticky uvažovat o využití naakumulovaných živin zpět pro zemědělskou produkci. V současnosti je tedy využívání sedimentů pro zemědělskou půdu spíše okrajovou záležitostí.

Domníváme se však, že s rostoucí hrozbou tzv. fosfátové krize [2] může dojít k určité renesanci v aplikaci rybníčních sedimentů na zemědělské pozemky. Faktem je, že často obsahují řádově vyšší koncentrace celkových živin (fosforu), než běžně nacházíme v zemědělsky obhospodařované půdě [3]. Pro častější aplikaci rybníčních sedimentů také hovoří fakt, že značný podíl našich zemědělských pozemků je ohrožen určitou formou eroze (např. vodní či větrnou), jejímž působením dochází k odnosu velkého množství na živiny bohatých částic. Tento materiál se dříve nebo později dostane do našich vodních toků, nádrží či rybníků, kde způsobuje problémy s jejich zanášením (snížení retenčního objemu) a může podporovat jejich vnitřní živinové zatížení (podporovat eutrofizaci).

Naopak proti častějšímu využívání rybníčních sedimentů hovoří riziko jejich možné kontaminace cizorodými látkami, ekonomická nákladnost a celkově složitá administrativní náročnost spojená s jejich legální aplikací na zemědělské pozemky.

Pokud odhlédneme od legislativních a ekonomických problémů spojených s aplikací rybníčních sedimentů a podíváme se, co na danou problematiku říká odborná literatura, zjistíme, že doposud neexistují prakticky žádné komplexní studie, které by mohly jeho častější aplikaci na naše pole podpořit či před ní naopak varovat. Z tohoto důvodu jsme v rámci programu Podpory aplikovaného výzkumu a experimentálního vývoje „ALFA“ (TA04020123) úspěšně podali

projekt, který by měl alespoň částečně doplnit chybějící informace k této problematice.

Cílem tohoto příspěvku je představit výsledky získané v prvních dvou letech řešení projektu TAČR: TA04020123 (2014 – 2017), který se zabývá možným technologickým postupem recyklace živin z rybníčních sedimentů s využitím sacího bagru, integrované stanice pro dávkování flokulantu a geotextilních vaků s následnou lokální aplikací sedimentu v mikropovodí.

2 MATERIÁL A METODY

Pro realizaci komplexního pokusu zaměřeného na recyklaci živin z rybníčních sedimentů byl zvolen rybník Horusický (415 ha) ležící u Veselí nad Lužnicí. O složení jeho sedimentu jsme měli informace již z minulosti [4], ale přesto bylo nutné před vlastní těžbou provést odběr a analýzu dle platné legislativy [5].

Na rybníce Horusický je před výlovem, tedy každým druhým rokem, prováděno odbahnění loviště s použitím sacího bagru. V blízkosti Horusického rybníka jsme našli i vhodné pole (a ochotného zemědělce) ležící nedaleko obce Lhota nacházející se přibližně 2,5 km vzdušnou čarou od tohoto rybníka. Na tomto poli probíhá od podzimu 2015 provozní agrotechnický pokus.

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 vápenec 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 o rozměrech 5x10 m (ležící vak se plnil do výšky cca 2 m od podkladu). Během celé doby plnění vaků docházelo k intenzivnímu odvodňování sedimentu a výsledné objemy sedimentu ve vacích na konci pokusu (2. 9. 2015) činily cca 60 m³ v každém vaku. Do dvou vaků byl čerpán sediment s přidávkou dolomitického vápence (VAK A+B) a jeden vak byl ponechán bez přidávku (VAK C).

Z důvodu efektivnějšího záchytu sedimentu byl do potrubí dávkován flokulant připravovaný ve flokulační stanici. Po celou dobu dávkování sedimentu byly v pravidelných časových intervalech odebírány vzorky vody vytékající přes stěny geotextilních vaků a průběžně v nich měřena turbidita (zákal). Dle předem domluveného schématu byly z odebraných vzorků vytvořeny směsné, slévané vzorky vody, ve kterých byla následně provedena hydrochemická analýza. V těchto vzorcích byly stanoveny zejména koncentrace celkových a

rozpuštěných živin (P, N, C, Ca, Mg, Na, K), sušených a žíhaných nerozpuštěných (NL105, NL550) a organických látek (TOC, ztráta žíháním).

S cílem zjistit, jaké množství živin bude v rámci aplikace sedimentu do půdy vneseno, byly den před jeho aplikací (7.10.2015) odebrány vzorky sedimentu uloženého ve vacích (vaky A a B byly naplněny stejným typem sedimentu, a proto byl homogenizací vytvořen jeden směsný vzorek).

V rámci agrotechnického pokusu byly na poli vytyčeny dvě pokusné plochy. První o ploše 600 m² (sediment obohacený dolomitickým vápencem) a druhá 300 m² (sediment bez přidavku dolomitického vápence). Ráno následujícího dne (8.10.2015) byl sediment pomocí bagru rovnoměrně rozhrnut na vytyčené plochy. Aplikovaná dávka sedimentu byla vypočtena na 6 cm. V následujících několika dnech proběhla orba a předseťová příprava půdy. Následně bylo zaseto ozimé triticales.

V průběhu let 2016 a 2017 budou dále sledovány reprezentativní plochy zemědělské půdy s aplikovaným a ošetřeným sedimentem, které budou porovnávány s kontrolní reprezentativní plochou zemědělské půdy (bez aplikovaného sedimentu). Dále bude prováděno sledování obsahu fosforu v jednotlivých částech rostlinné biomasy a na obou pokusných plochách proběhne hodnocení výnosu a dalších agrotechnických parametrů.

3 VÝSLEDKY A DISKUZE

3.1 Čerpání sedimentu do geotextilních vaků - vliv na kvalitu vody

Dne 2.9.2015 jsme v rámci první části pokusu odvodňování rybníčního sedimentu s pomocí geotextilních vaků získali první výsledky, které ukázaly na výrazné snížení zákalu odtékající vody (filtrátu), a to již po několika minutách. Plnění jednoho vaku trvalo přibližně jednu hodinu, v průběhu které bylo patrné i znatelné snížení obsahu sušených a žíhaných nerozpuštěných látek (obr. 1).

V případě celkového fosforu a celkového organického uhlíku byl průměrný pokles koncentrace o 99 %. Významný byl také pokles koncentrace u celkového dusíku (o 93 %) a vápníku (o 83 %) (obr. 2). V případě celkového rozpuštěného fosforu došlo v průběhu čerpání k poklesu koncentrace o ~89 % (P rozp na začátku čerpání 0,15 mg/l a na konci čerpání 0,017 mg l⁻¹). Koncentrace na konci čerpání byly v průměru mírně nižší než koncentrace nacházející se v rybníce (0,032 mg l⁻¹). Koncentrace P-PO₄ se na konci pokusu v odtékající vodě pohybovaly pod mezí stanovitelnosti (<0,005 mg l⁻¹). Snížení koncentrace rozpuštěného resp. fosforečnanového fosforu bylo zřejmě způsobeno vyvázáním

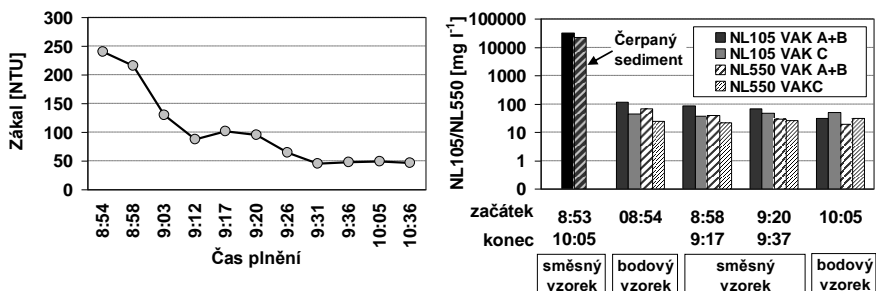
do komplexu s železem přítomným v čerpaném sedimentu – toto železo se během čerpání oxidovalo.

Vznikající (hydr)oxidy Fe se vyznačují vysokou schopností vázat fosforečnanové ionty. Podpůrnou roli v tomto procesu mohl v případě vaku A a B sehrát i dodaný dolomitický vápenec, protože přítomnost iontů Ca^{2+} obecně zefektivňuje působení (hydr)oxidů Fe [6]. Tento efekt však nebyl v pokusech dostatečně průkazný. Většina fosforu tedy byla a následně i zůstala vázaná v materiálu (sedimentu) zachyceného ve vacích. Toto je důležité zejména z pohledu omezení rizik spojených s eutrofizací povrchových vod a dále je důležité pro následnou aplikaci tohoto materiálu pro zúrodnění zemědělské půdy.

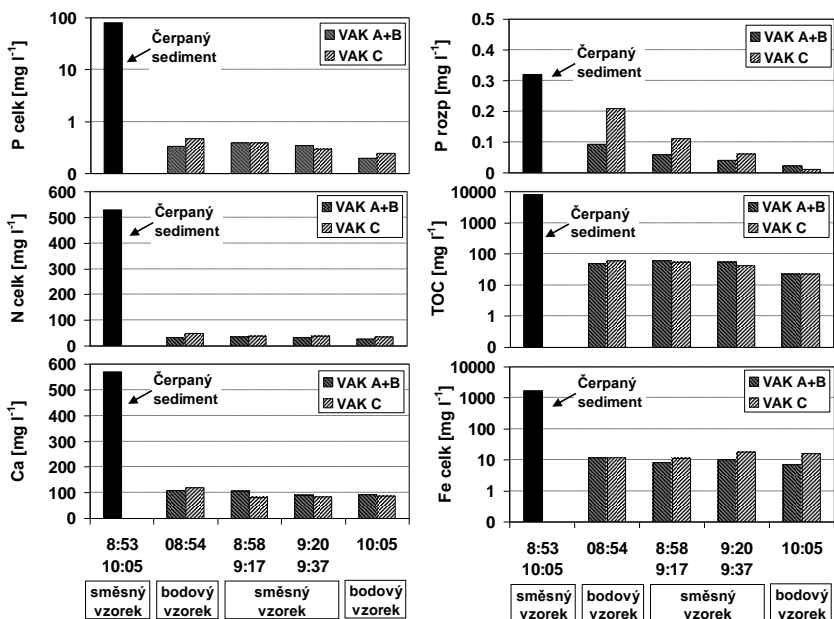
Zajímavé je také porovnání kvality vody odtékající z geotextilních vaků s kvalitou vody, která byla v daném období zjišťována v Horusickém rybníce. Například průměrná koncentrace celkového fosforu ve vodě vytékající z vaků na konci čerpání (průměr $0,26 \text{ mg l}^{-1}$) byla velmi podobná koncentraci, která se v té době nacházela v epilimniu rybníka Horusický ($0,25 \text{ mg l}^{-1}$).

Průměrné koncentrace celkového dusíku (N celk) byly ve vodě vytékající z vaků řádově vyšší ($29 - 49 \text{ mg l}^{-1}$) než koncentrace N celk nacházející se ve vodě epilimnia Horusického rybníka ($2,5 \text{ mg l}^{-1}$). Příčinou byl poměrně vysoký obsah dusíku vázaného v rozpuštěných organických sloučeninách (N org) a amoniakálního dusíku (N-NH_4) v pórové vodě vytěženého sedimentu, což je skutečnost běžná zejména u usazenin s poměrně vysokým podílem organických látek. Z pórové vody přestoupil dusík (N org a N-NH_4) do čerpaného sedimentu, kde už nemohl být žádným mechanismem zachycen a jako součást vody odtékající z vaků se vracel do rybníka. V rybníce pak s vysokou pravděpodobností došlo k rychlé oxidaci N-NH_4 přes N-NO_2 na N-NO_3 (proces nitrifikace).

Je důležité, využít zjištěných skutečností při používání geotextilních vaků, a to následovně: (1) v recipientu musí být dostatek rozpuštěného kyslíku, aby nedošlo k ohrožení vodních organismů udušením, (2) teplota vody a hodnota pH v recipientu musí být v takovém rozmezí, aby nedošlo k ohrožení vodních organismů volným toxickým amoniakem (NH_3). Tyto podmínky jsou obecně v podzimním období splněny. V době realizovaného pokusu byla ve vodě v Horusickém rybníku zjištěna koncentrace rozpuštěného O_2 ve výši $8,2 \text{ mg l}^{-1}$, hodnota pH činila 8,1 a teplota vody byla $19,2^\circ\text{C}$. Procentuální podíl tvorby volného NH_3 byl zhruba 5 %, což při obrovské míře naředění v epilimniu rybníka nepředstavovalo pro rybí obsádku žádné riziko. Navíc nebylo pozorováno žádné neobvyklé chování ryb, které by na lokální problém upozornilo.



Obr. 1 Průběh zákalu a sušených (NL105) a žíhaných (NL550) nerozpuštěných látek ve vodě odtékající z geotextilních vaků v průběhu čerpání sedimentu. Vak A+B s přidavkem vápence, Vak C bez přidavku vápence.



Obr. 2 Průběh koncentrace celkového (P celk), celkového rozpuštěného (P rozp) fosforu, celkového dusíku (N celk) a celkového organického uhlíku (TOC), vápníku a celkového železa v odtoku z geotextilních vaků. Vak A+B s přidavkem vápence, Vak C bez přidavku vápence.

3.2 Aplikace sedimentu na zemědělskou půdu

Uložení sedimentu v odvodňovacích vácích trvalo přibližně jeden měsíc. 7.10.15 byly vaky rozříznuty a sediment byl převezen pomocí nákladních aut na pole. V době aplikace dosahovala hodnota sušiny sedimentu přibližně 29 % (sušina čerpaného sedimentu byla 4,5 %). Hustota sedimentu aplikovaného na pole byla 1,315 g cm³. Z výsledků lze dopočítat množství látek uskladněných v jednotlivých vácích o objemu cca 20 m³. Vaky s přidavkem vápence dokázaly dohromady zachytit 28 kg P celk, 1748 kg TOC, 146 kg N celk, 251 kg vápníku a 81 kg K. Vak bez přidavku vápence zachytil 15 kg P celk, 800 kg TOC, 73 kg N celk, 87 kg vápníku a 37 kg draslíku.

Po rozřezání vaků byly odebrány vzorky sedimentu pro zjištění množství živin, které bylo v rámci agrotechnického pokusu do půdy aplikováno. Průměrný celkový vnos živin na 1 ha zemědělské půdy byl: 467 kg P celk ha⁻¹, 29 469 kg TOC ha⁻¹, 2 456 N celk ha⁻¹, 4 175 kg Ca ha⁻¹ a 1 351 kg K ha⁻¹ (sediment s přidavkem vápence), resp. 485 kg P celk ha⁻¹, 26 693 kg TOC ha⁻¹, 2 427 N celk ha⁻¹, 2 912 kg Ca ha⁻¹ a 1 238 kg K ha⁻¹ (sediment bez přidavku vápence).

Na základě zjištěných výsledků jsme provedli porovnání množství živin dodaných do půdy s rybničním sedimentem s množstvím živin (v minerálních hnojivech), které se běžně v rámci pěstování obilovin/triticales do půdy aplikuje. Obecně je objem dodávaných minerálních hnojiv závislý na aktuální zásobenosti půdy živinami (zejména N, P, K). V průměru se množství aplikovaných hnojiv pohybuje v rozpětí: 20 – 120 kg N ha⁻¹, 15 – 40 kg P ha⁻¹ a 50 -170 kg K ha⁻¹ pro obiloviny a 80 – 120 kg N ha⁻¹, 15 – 30 kg P ha⁻¹ a 60 – 170 kg K ha⁻¹ pro triticales [7], [8], [9]. Z výsledků je patrné, že s rybničním sedimentem se na pokusné plochy aplikovalo několikanásobně vyšší množství N, P a K. Musíme si však uvědomit, že živiny, které byly do půdy s rybničním sedimentem aplikovány, nejsou pro růst rostlin aktuálně přímo dostupné (tab. 1). V případě celkového dusíku a z velké části i celkového fosforu je jejich hlavní podíl vázaný ve více či méně rozpustných organických sloučeninách, které se však díky mikrobiální činnosti budou postupně mineralizovat a živiny v nich vázané se budou uvolňovat do půdního roztoku.

Neoddiskutovatelnou výhodou má rybniční sediment také v tom, že kromě živin se s ním do půdy dostává i významné množství organické hmoty. Dostatečná zásoba a kvalita půdní organické hmoty má významný vliv na koloběh prvků (sorpce/uvolňování živin do půdního roztoku), podporuje biologickou aktivitu (význam např. pro strukturotvornost), optimalizuje fyzikální stav půdy (infiltrace a retence vody i požadované provzdušnění) apod. [10], [11], [12].

Příčinou současné nadměrné půdní eroze na zemědělských pozemcích je nejčastěji pěstování širokořádkových plodin v kombinaci s nevhodnou agrotechnikou a vlastnostmi pozemků. V České republice je v současné době vodní erozi ohroženo více jak 50% zemědělské půdy [13]. Důsledkem je celkový úbytek organické hmoty (dehumifikace), který vede ke zvyšování skeletovitosti orné půdy a na pozemcích se zvýšenou intenzitou erozních procesů pak dochází i k poklesu její celkové úživnosti [14]. Jistou roli v poklesu organické hmoty v půdě může hrát také postupný pokles stavů hospodářských zvířat, zejména skotu a v důsledku toho i snížená produkce statkových hnojiv [15].

Tab. 1 Výsledky analýzy vzorků sedimentu z geotextilních vaků odebraných před aplikací (7.10.2015) na zemědělskou půdu. Vak A+B s přidavkem vápence, Vak C bez přidavku vápence. Pro porovnání jsou uvedeny hodnoty zemědělské půdy, na kterou byl sediment následně aplikován. TOC - celkový organický uhlík; ZŽ – ztráta žiháním, N celk – celkový dusík; N-NH₄ – amoniakální dusík, P celk – celkový fosfor; P, Ca, Mg, Na, K využitelné – živiny stanovené ve výluhu dle Mehlich III.

Parametr	VAK A+B	VAK C	Půda
	[mg kg ⁻¹ sušiny], ZŽ [%]		
TOC	120 000	110 000	-
ZŽ	28	28	8
N celk	10 000	10 000	3 300
N-NH ₄	44	50	3
P celk	1 900	2 000	360
P využitelný	7	6	34
Ca	17 000	12 000	1 100
Ca využitelný	12 000	10 000	140
Mg	3 600	3 300	820
Mg využitelný	820	540	39
Na	270	240	-
Na využitelný	110	87	-
K	5 500	5 100	1 600
K využitelný	360	320	59

4 SOUHRN

Metoda recyklace živin využívající rybníčních sedimentů je snahou o propojení zpretrhaných látkových a energetických toků v naší zemědělské krajině. Je zřejmé, že tento přístup nebude v budoucnu možné aplikovat plošně,

ale své uplatnění by mohl najít např. v malých zemědělsky využívaných povodích, ve kterých je zvýšené riziko půdní eroze. Z výsledků, které byly doposud získány je zřejmé, že zavedení systému recyklace rybníčních sedimentů využívající uváděné geotextilní vaky může mít i pozitivní vliv na zlepšení kvality povrchových vod. Odtěžením sedimentu z loviště odstraníme z rybníka nemalé množství fosforu (až jednotky tun), který by se během výlovu mohl potenciálně transportovat níže po toku. Výsledky dále ukazují, že přístupného (využitelného) fosforu a dusíku je ve srovnání s jejich celkovými obsahy v sedimentu relativně málo. Domníváme se, že ve srovnání například s průmyslově vyráběnými hnojivy je hnojení rybníčními sedimenty investicí do budoucna - výsledný pozitivní efekt na úrodnost a následnou produkci se projeví až v následujících několika letech po aplikaci. Tuto hypotézu by měl částečně potvrdit či vyvrátit i založený agrotechnický pokus, jehož výsledky budou známy na konci roku 2017.

Velké negativum spojené s aplikací sedimentu na zemědělskou půdu shledáváme zejména v celkové administrativní náročnosti, která je spojená s legální aplikací sedimentu na zemědělskou půdu. Kombinace nemalých nákladů na nezbytné chemické analýzy a nejistota, zdali daný sediment splní předepsaná kritéria, zřejmě řadu hospodářských subjektů od aplikace odradí. Velký otazník se vznáší také nad tím, kdo by měl za aplikaci sedimentu na zemědělskou půdu vlastně platit. Budou to zemědělci rybářům, kteří jim vracejí jejich erozní materiál na jejich pole nebo rybáři zemědělcům, protože se chtějí zbavit obtížného materiálu?

Tento problém by částečně mohla vyřešit určitá forma státní podpory zaměřená na recyklaci živin v povodích s cílem zastavit zhoršující se stav úrodnosti našeho půdního fondu a přispět tím k efektivnějšímu hospodaření s živinami v naší zemědělské krajině.

Literatura

- [1] ŠUSTA, J. *Pět století rybníčního hospodářství v Třeboni. Příspěvek k dějinám chovu ryb se zvláštním zřetelem na přítomnost*. Šusta, J. [Z něm. Originálu přeložil]: Lhotský O. Třeboň: Carpio. 1995. 212s. ISBN 80-901945-1-6.
- [2] EUROPEAN COMMISSIOPN. Report on critical materials for th EU (2014) [online]. [cit 2014-03-03]. http://ec.europa.eu/enterprise/policies/raw/materials/fields/docs/crm-report-on-critical-raw-materials_en.pdf, 2014.
- [3] POTUŽÁK J., DURAS, J. *Rybníční sediment – kam s ním?* 3. ročník odborné konference Sborník referátů, Rybářské sdružení České

- republiky, 19. – 20. únor 2015, České Budějovice: Urbánek M. (Edit.). 2015. 59 – 66s. ISBN: 978-80-87699-04-1.
- [4] POTUŽÁK, J., DURAS, J. *Jakou roli mohou hrát rybníky v zemědělské krajině?* Sborník konference Vodárenská biologie 2014, 5. – 6. února 2014, Praha: Říhová Ambrožová Jana (Edit.). 2014. 176 – 184s. ISBN 978-80-86832-78-4.
- [5] Vyhláška 257/2009 Sb., o používání sedimentu na zemědělské půdě
- [6] GOLTERMAN H. L. *The chemistry of Phosphate and nitrogen compounds in sediments*. Kluwer Academic Publisher. 2004. 250p.
- [7] PETR, J., HUSKA, J., et al. *Rostlinná výroba – I (Obecná část, obiloviny)*. Praha: Agronomická fakulta ČZU v Praze, katedra rostlinné výroby. 1997. 197s. ISBN 80-213-0152-X.
- [8] PETR J. *Žito a triticales: biologie, pěstování, kvalita a využití*. Praha: Profi Press. 2008. 192s. ISBN 978-80-86726-29-8.
- [9] DIVIŠ, J., et al. *Pěstování rostlin. 2. doplňkové vydání*. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, 2010. 260 s. ISBN 978-80-7394-216-8
- [10] BAIER J., BAIEROVÁ V. *Abeceda výživy rostlin a hnojení*. Praha: SZN. 1985. 360s. ISBN 0703385.
- [11] ŠIMEK, M. *Základy nauky o půdě – 3. Biologické procesy a cykly prvků*. Biologická fakulta JU České Budějovice. 2003. 151s. ISBN 80-7040-630-5.
- [12] ŠIMEK, M. *Základy nauky o půdě – 1. Neživé složky půdy*, Biologická fakulta JU České Budějovice. 2007. 160 s. ISBN 80-7040-747-6.
- [13] Janeček, M. a kol. *Ochrana zemědělské půdy před erozí, metodika*, Česká zemědělská univerzita Praha. 2012. 113s. ISBN 978-80-87415-42-9
- [14] Ministerstvo zemědělství, Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i. *Průručka ochrany proti vodní erozi*. Praha: MZe. 2011. 56 s. ISBN 978-80-7084-966-5.
- [15] Škarpa P. (2013): *Organická hnojiva a jejich vliv na bilanci organických látek v půdě*. In *Ochrana půdy*. 1. vyd. Náměšť nad Oslavou: ZERA - Zemědělská a ekologická regionální agentura, o.s., 2013, s. 31--41. ISBN 978-80-87226-27-8.

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.

Titul: Rybníky 2016
Editoři: Ing. Václav David, Ph.D., Ing. Tereza Davidová
Vydala: České vysoké učení technické v Praze, Česká společnost krajinných inženýrů, Univerzita Palackého v Olomouci, Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., Česká zemědělská univerzita v Praze
Vytiskla: Česká technika – nakladatelství ČVUT
ISBN: 978-80-01-05978-4



vodní hospodářství®

Specializovaný vědeckotechnický časopis přináší již 65. rokem informace z oblasti projektování, realizace a plánování ve vodním hospodářství a souvisejících oborech životního prostředí v České republice a na Slovensku.

Do časopisu přispívají přední čeští a slovenští odborníci.

Vychází 12 x ročně.

**Více informací a možnost objednání
na www.vodnihospodarstvi.cz**

Vydává Vodní hospodářství, spol. s r. o.

Tel.: Ing. Václav Stránský 603 431 597, Stanislav Dragoun 603 477 517

E-mail: stransky@vodnihospodarstvi.cz, dragoun@vodnihospodarstvi.cz





ISBN 978-80-01-05978-4

