



národní
úložiště
šedé
literatury

Zásady udržitelnosti rybí obsádky vodních prvků kulturních památek a historických sídel

Adámek, Zdeněk; Rozkošný, Miloš; Hudcová, Hana; Kratina, Josef; Sedláček, Pavel
2019

Dostupný z <http://www.nusl.cz/ntk/nusl-411067>

Dílo je chráněno podle autorského zákona č. 121/2000 Sb.

Tento dokument byl stažen z Národního úložiště šedé literatury (NUŠL).

Datum stažení: 23.04.2024

Další dokumenty můžete najít prostřednictvím vyhledávacího rozhraní nusl.cz .

Památkový postup

Zásady udržitelnosti rybí obsádky vodních prvků kulturních památek
a historických sídel

Zpracováno v rámci výzkumné aktivity:

Program aplikovaného výzkumu a vývoje národní a kulturní identity (NAKI II)

Projekt DG16P02M032 – Neinvazivní a šetrné postupy řešení kvality prostředí a údržby
vodních prvků v rámci památkové péče

Název a sídlo organizace:

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, veřejná výzkumná instituce
Podbabská 2582/30, 160 00 Praha 6

Statutární zástupce:

Ing. Tomáš Urban, ředitel

Poskytovatel:

Ministerstvo kultury
Maltézské nám. 1, 118 11 Praha 1

Zástupce poskytovatele:

PhDr. Lubomír Zaorálek, ministr kultury

Autorský kolektiv:

doc. RNDr. Zdeněk Adámek, CSc. (Ústav biologie obratlovců AV ČR, v.v.i.)

Ing. Miloš Rozkošný, Ph.D. (Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i.)

Ing. Hana Hudcová, Ph.D. (Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i.)

Ing. Josef Kratina, Ph.D. (Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i.)

Ing. Pavel Sedláček (Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i.)

Obsah

Obsah.....	1
Úvod	2
1. Popis řešené problematiky.....	3
1.1. Shrnutí historie chovu ryb a vazby rybích obsádek na kvalitu prostředí	3
1.2. Degradace prostředí vodních prvků z pohledu života ryb	7
2. Metodická část	8
2.1 Stanovení a popis vhodného přístupu řešení ke zlepšení stavu a zajištění udržitelnosti rybí obsádky	8
2.1.1 Průzkum vodního prostředí.....	8
2.1.2 Průzkum rybí obsádky	11
2.1.3 Průzkum úživnosti prostředí.....	13
2.2 Zásady složení rybích obsádek	16
2.2.1 Produkční rybníky a nádrže	16
2.2.2 Okrasné nádrže a bazény	16
2.3 Metody řízení rybí obsádky	16
2.4 Zásady vysazování dravých ryb	17
2.5 Využití ryb k biomelioraci prostředí vodních prvků	17
2.6 Doporučení k údržbě a péči o rybí obsádky	19
2.6.1 Řešení problematiky v zahraničí.....	20
2.7 Hlavní druhy ryb vodních prvků jejich nároky na kvalitu prostředí	28
2.7.1 Nádrže a rybníky historických parků, zahrad a památkových lokalit	28
2.7.2 Formální nádrže, bazény a menší vodní prvky	34
3. Prokázané ověření v praxi	39
4. Seznam použité literatury	40
5. Doporučení pro využití NPÚ	43
6. Odkaz na výzkumnou aktivitu	43
7. Přílohy.....	43

Úvod

Předkládaný památkový postup vznikl za podpory Ministerstva kultury České republiky v rámci Programu aplikovaného výzkumu a experimentálního vývoje národní a kulturní identity (NAKI II), název projektu: „Neinvazivní a šetrné postupy řešení kvality prostředí a údržby vodních prvků v rámci památkové péče“, číslo projektu DG16P02M032.

Cíl památkového postupu:

Rámcovým cílem řešení výzkumu bylo komplexní teoretické a praktické zpracování problematiky kvality prostředí vodních prvků kulturních památek a historických sídel v kontextu památkové péče s ohledem na posouzení vlivu možných změn klimatu.

Dílčím cílem řešení kvality vodního prostředí okrasných nádrží bylo hledání a praktické ověření způsobů optimalizace složení a početnost jejich rybích obsádek při zachování požadavků na všechny funkce objektů z pohledu památkové péče a kulturního dědictví. Součástí práce byla snaha posoudit a popsat historický vývoj a přístup k chovu ryb a možnosti uplatnění historických zkušeností v současnosti a v budoucnosti za působení předpokládaných socio-ekonomických a přírodních podmínek.

Získané poznatky byly sepsány jako popis stavu rybích obsádek vybraných sledovaných lokalit, popis návrhu jejich úprav, provedení úprav a sledování přínosu. Souběžně byly sledovány vybrané hydrochemické a biologické charakteristiky vodního prostředí odrážející aktivitu ryb, ale i dalších působících proměnných (charakter, znečištění a množství přítokových vod, klima, hospodaření, provoz a údržba vodních prvků).

1. Popis řešené problematiky

1.1. Shrnutí historie chovu ryb a vazby rybích obsádek na kvalitu prostředí

Pomineme-li starověké civilizace a antickou tradici, je doložen cílený chov živočichů především ryb ve vodních prvcích v zahradách od středověku. Haltýře v zahradách sloužily nejen pro zajištění pohotové zásoby čerstvého masa pro kuchyni, ale dochovaly se písemné zprávy o budování nádrží pro chov ryb ryze okrasného charakteru (Balon 1995). Součástí zahrad byly kamenné nádržky na vodu, z nichž se vyvinuly bohatě zdobené bazény a fontány renesanční a barokní doby. Bazény pro chov ryb a vodních ptáků jsou zmiňovány v našich významných barokních zahradách, jako byl Ostrov nad Ohří, Květná zahrada v Kroměříži, Libosad v Jičíně, zahrada v Českém Krumlově. Ryby přírodního zbarvení byly ve vodě špatně viditelné, dávala se tedy přednost chovu barevných forem, především karase zlatého (*Carassius auratus*).

Chov některých druhů ryb a vodních ptáků sebou nesl zvýšení nároků na čištění vody a její provzdušňování. Byl-li k dispozici vydatný zdroj vody na vyvýšeném místě tak, aby průtočný systém nebyl náročný na čerpání vody, respektive mohl být v provozu kontinuálně, nebyl problém žádanou čistotu vody udržet. Pak bylo možné chovat ptáky i náročnější druhy ryb, jako byly pstruzi v bazénu Císařského mlýna v Praze za Rudolfa II. Bylo-li možné vodní prvky, respektive jejich dynamické části (např. vodotrysky) spouštět pouze na časově omezenou dobu, bylo nutné chovat ryby s menšími nároky na obsah kyslíku ve vodě např. kapry. Pstruží rybníky v Květné zahradě v Kroměříži, byly osazeny právě kapry, protože zdrojem vody pro rybníky byly studny, z nichž bylo nutné vodu čerpat a je pravděpodobné, že vodotrysky byly v provozu pouze při pobytu návštěvníků v zahradě. Ve velkých rybnících v zahradě se jistě chovaly domácí druhy ryb, konkrétní archivní doklady se dochovaly ale pouze k zásobárnám ryb pro kuchyňskou potřebu. V zámecké zahradě v Českém Krumlově je pro období 17. a první poloviny období 18. století doložen chov kaprů ve Velkém zámeckém rybníku, zásobovaném vodou z vodovodu, jenž odebíral vodu z říčky Polečnice. Pro chov pstruhů byla v zahradě zřízena samostatná menší nádrž (Pstruží rybník), jež byla napájena chladnější a čistší vodou z nedalekého lesa Dubík.

Z výše uvedených zpráv je patrné, že chov domácích druhů ryb byl pravděpodobně zcela běžný ve většině neformálně řešených vodních prvků v krajinářských parcích. V pravidelných bazénech byla minimálně od 18. století dávána přednost barevně výrazným druhům ryb. Chov domácích, především ušlechtlejších druhů ryb (např. pstruhů), je v těchto nádržích doložen od 16. století. Otázka rybích obsádek ve vodních prvcích souvisí v moderní éře (od 19. století) s vývojem v segmentu okrasných ryb.

Počátky chovu okrasných (dekorativních, akvariálních) ryb – tedy chovu pro nekonzumní účely – bývají spojovány se středověkou Čínou, kde byla po staletích pokusů vyšlechtěna z karasa zlatého tzv. zlatá ryбка a její závojevá forma – závojnátka (Sweeney 1994). První zprávy o jejím dovozu do Evropy pocházejí ze 17. století. Ve větší míře se závojnátky v Evropě začaly rozšiřovat až během 1. poloviny 18. století, když se v Nizozemí zdařilo jejich rozmnožení (1728). Od 18. století se chov zlaté rybky stává prestižní záležitostí panovnických domů, později se jako dekorace objevuje na šlechtických sídlech a v měšťanských domech. Do oblasti střední Evropy, do Německa a následně i do českých zemí byly tyto nejstarší akvariální exempláře importovány v 70. a 80. letech 19. století. V době, kdy se chov zlaté rybky stává „masovější“ interiérovou kulisou, začíná, zejména v aristokratických kruzích, její přesun do exteriéru, do zámeckých zahradních jezírek. V západní Evropě, kde byl běžnější, se již vyskytoval také ve volné přírodě, kam unikl ze zahradních jezírek, nebo byl záměrně vysazen.

Úspěšně se křížil s karasem obecným (*Carassius carassius*), který byl běžný v jižní Anglii, Skandinávii a kontinentální Evropě od Rýna na východ. Karas zlatý a jeho formy se hodily spíše do exteriéru, do okrasných jezírek, kde byly chovány podobně jako lín a jeho barevné formy či japonský zlatý kapr nishikigoi (Teichfischer 1988, Štěch 2007). Jejich chov na přelomu 19. a 20. století u nás dokládá mimo jiné i „výstava bohatstvím a rozmanitostí vystavených živých ryb rybníčních, říčních i přepychových [...], jaké na výstavách českých dosud nebylo“, která se uskutečnila z podnětu Zemědělské rady v Praze v Kolíně v roce 1908. Součástí rozsáhlého programu byla také expozice chovu zmíněných okrasných ryb. Během dvacátého století, včetně dekád po roce 1989 dochází k zavádění dalších druhů ryb a jejich okrasných forem – jesen zlatý a modrý, perlín zlatý, různé druhy jeseterů a zejména různé variety „koi“ kaprů (Cole 1993).

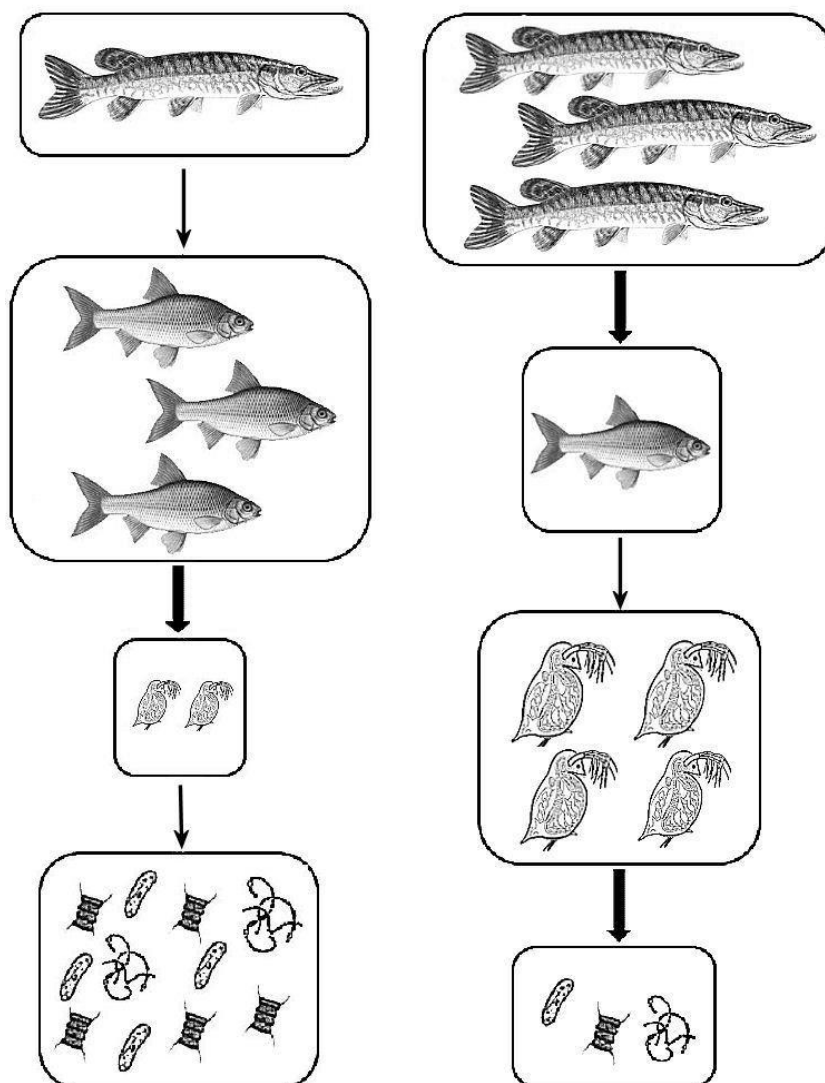
Chov konzumních ryb má v našich dějinách zcela mimořádné postavení a úzce souvisí s mnohasetletou tradicí budování umělých vodních nádrží (rybníků), jejichž hlavním (nikoliv však jediným) účelem byl chov a produkce ryb. Rybníční hospodaření bylo jednou z klíčových forem šlechtického podnikání. Budováním rozsáhlých rybníčních soustav prosluli zejména Pernštejnové (Pardubicko, Poděbradsko, jižní Morava) a Rožmberkové (Třeboňsko). Konjunkturální rybníkářské období, resp. vrcholná éra obchodu s rybami nastala v 15. a 16. století. Výhodnost investice do rybníčního hospodaření souvisela mimo jiné s objevem třístupňového chovu kapra (v plůdkových výtažnicích, násadových výtažnicích a hlavních rybnících). Počínaje třicetiletou válkou a zejména pak od 2. poloviny 18. století došlo k rapidnímu snížení rybníčních vodních ploch a také k poklesu spotřeby rybího masa. Ekonomický potenciál rybníčního hospodaření extenzivního charakteru slábnul, ceny ryb, především kapra, v důsledku nadprodukce stagnovaly. To se projevilo v nižších investicích do údržby rybníků a s tím souvisejícím nižším výnosem. Do popředí zájmu se dostala rentabilnější odvětví potravinářské výroby (pivovarnictví, pěstování obilí a píce, později cukrovky, chov dobytka ad.). Úpadek rybníčního hospodaření a pokles obecného zájmu o tradiční ryby coby nedílnou součást jídelníčku obyvatelstva trval do poloviny 19. století. V době vrcholícího úpadku došlo k proměně druhové pestrosti rybníčních ryb. Doposud zcela dominantní kapr získal koncem 17. a během 18. století silnou konkurenci v podobě tzv. vedlejších ryb - lína, štiky, karase, okouna, mřenky, candáta, mníka, pstruha a dále tzv. bílé ryby (zejména plotice a perlín) aj. Jejich zvýšená obliba u konzumentů vedla k jejich nasazování do rybníků po bok kaprů a štik, resp. k zakládání účelových chovných rybníků (pstruzi, štiky). Z kaprových rybníků se mnohde stávaly rybníky smíšené. Lepší jakost dravého candáta, východoevropského původu, zapříčinila na mnoha místech (např. na jižní Moravě) jeho upřednostnění před tradičním chovem rybníčních štik, což platilo i po celé 19. století, než se vrátila původní vazba kapr – štika. Kapr, štika a candát byly hodnoceny počátkem 19. století jako vůbec nejdůležitější ryby. Mezitím také vzrostl ekonomický význam lína coby hlavní „vedlejší ryby“ na úkor dříve upřednostňovaného karase. Tento vývoj byl dokumentován na příkladech moravského rybníkářství, ale lze jej aplikovat s mírnými regionálními odchylkami i na zbytek českých zemí. K obratu ve vztahu k rybníčnímu hospodaření došlo ve 3. čtvrtině 19. století, kdy vyvrcholil proces rušení rybníků a kdy zároveň enormně vzrostl zájem o rybí maso, jehož cena se mezitím násobně zvýšila. Nové okolnosti přinutily majitele velkostatků k efektivnějšímu využívání zbylých ploch i jejich mírnému navyšování. Návratu rentability tradičního odvětví napomohly strukturální změny v zemědělském podnikání, nové trendy v chovu ryb, které přicházely ze západní Evropy, a především rozpoznání národohospodářského významu rybářství, manifestovaného mimo jiné v podobě rybářských zákonů (říšský 1885, Morava 1895) a zakládáním oborových spolků. Chov kapra – klíčové rybí komodity českých zemí – byl postaven na vědecké základy díky úsilí Tomáše Dubische na těšínských (komorních) a Josefa Šusty na jihočeských (schwarzenberských) rybnících (Šusta 1997). Jejich novátorské přístupy, šlechtění a zavádění nových druhů ryb (mj. také Theodor Mokry na lnářském velkostatku vyšlechtil novou odrůdu kapra lysce zvaného „modrák“), péče o krmení a stav rybníků a rozpoznání zákonitostí ve vztahu ryb a jejich prostředí výrazně napomohly zefektivnění rybářské produkce (Pokorný a kol. 1995). Dohromady představují zásadní zlom v umělém chovu sladkovodních ryb. Jejich práce měla mezinárodní dosah a zásadně reorganizovala rybníkářství v celém středoevropském prostoru. Další vývoj produkčního rybářství v českých zemích

je pak již všeobecně dobře znám a popsán mnoha pracemi a autory (např. Hule 2003, Urbánek 2015, Hartman, Regenda 2014).

Jak již bylo zmíněno výše, chov ryb, jejich produkce, ale i výběr vhodných druhů byl vždy úzce provázán s kvalitou vody, respektive stavem a kvalitou celého vodního prostředí, včetně jeho interakce na povodí zdrojnice vodních prvků, bazénů, rybníků a nádrží.

Kvalita prostředí vodních prvků tak má logicky přeneseně dopad i na stav a kulturní hodnotu památek a historických památkově chráněných území.

Vývoj kvality vody a kvalitativní (druhové složení) a kvantitativní (densita a biomasa) skladba rybí obsádky jsou úzce provázány. Snaha pozitivně ovlivnit ekologické procesy a kvalitu vody v rybnících a nádržích prostřednictvím zásahů do rybího společenstva (obsádky) je předmětem účelového rybářského hospodaření. Účelové řízení rybí obsádky, jehož hlavním cílem je omezit rozvoj planktonních řas, je označováno termínem biomanipulace (Obr. 1.1). Biomanipulace tedy představuje cílené ovlivňování nižších článků potravního řetězce skrze působení na ryby jakožto hierarchicky vyšší článek potravního řetězce (Obr. 1.1). Fakt, že rybí obsádka je schopná kontrolovat druhové a velikostní složení společenstva zooplanktonu a fytoplanktonu i jejich množství, byl poprvé objeven Hrbáčkem (1962). Posléze, v 70. až 90. letech minulého století, se manipulace s rybími obsádkami a její dopady na strukturu a fungování vodních ekosystémů stala předmětem celé řady vědeckých studií. Intenzita výzkumu této problematiky byla motivována praktickou snahou omezit projevy antropogenní eutrofizace (nežádoucí rozvoj planktonních řas a sinic způsobený přebytkem živin v prostředí v důsledku lidské činnosti). V této době byla také publikována metodická příručka „Účelové rybí obsádky v údolních nádržích“ (Lusk a kol., 1983), jež obsahuje přehled o významu, tvorbě a využití řízených rybích obsádek v přehradních nádržích. Pozdější výzkumy některé dřívější názory opravily a zejména lépe a přesněji vymezily podmínky, při kterých je biomanipulace nejvíce účinná. Aktuální syntézu problematiky biomanipulace nalezne zájemce například v pracích Hanssona a kol. (1998), Mehnera a kol. (2002, 2004) anebo Randáka a kol. (2014).



Obr. 1.1 Podstata fungování biomanipulačního opatření („top-down“ efekt) – početná obsádka dravých ryb (vpravo) redukuje biomasu drobných planktonofágů což umožní rozvoj filtrujícího zooplanktonu a ten omezí rozvoj fytoplanktonu (= zvýší se průhlednost). Naopak vysoká biomasa drobných kaprovitých ryb (vlevo) při nedostatku dravců zkonsumuje filtrující zooplankton (perloochky) a to umožní rozvoj fytoplanktonu (= vegetační zákal až sinicový vodní květ). Podle Adámek a kol. (2010).

Památkový postup k zásadám návrhu, péče a udržitelnosti rybích obsádek je úzce napojen na hodnocení míry a příčin degradace prostředí nádrží a rybníků památkově chráněných lokalit, protože míra degradace a omezující podmínky způsobené vnějšími vlivy určují možnosti udržitelnosti jak prostředí, tak i rybích obsádek.

1. 2. Degradace prostředí vodních prvků z pohledu života ryb

Degradace bývá způsobena: i) nadměrnou rybí obsádkou, ii) nevhodnou skladbou rybí obsádky a rybářským managementem, iii) nekontrolovaným vývojem, iv) nevhodnými podmínkami – zazemněním, zákalem, znečištěním. Některé příčiny jsou správcem lokality (vodního prvku) obtížně ovlivnitelné. Mezi ně patří zejména kvalita vodního prostředí:

- vysoké teploty prostředí spojené s nárůstem teploty vody až nad míru snesitelnou rybami (podle druhů by neměla být překročena jejich limitní hranice) – ohrožení výskytu období sucha
- nedostatečná výměna vody, nadměrný odpar – může být spojeno se zvyšováním salinity vody (a elektrické konduktivity vody)
- špatná kvalita vody, znečištěná voda, voda silně úživná (eutrofní) bohatá zejména na fosfor
- zanášení způsobené
 - smyvy přinášeny napájecím vodním tokem z povodí, způsobené erozí půdy
 - ukládáním biomasy z vodních rostlin, z opadaného listí
 - vnosem jiné organické složky a tvorba bahna (i z nadměrného krmení)

Důsledkem špatné kvality vody je masivní rozvoj řas, i sinic, jejich odumírání, rozkolísání kyslíkového režimu až vyčerpání kyslíku ve vodě. Důsledkem zanášení je snižování hloubky vodního sloupce a objemu vody, možnost zarůstání vodními rostlinami až postupné zanesení vodního prvku, vyhánění organické složky sedimentu / bahna spojené opět s vyčerpáváním kyslíku ve vodě, uvolňováním škodlivých plynů (až po stadium zápachu sirovodíkem).

Příčiny související s nesprávným rybářským managementem:

- nesprávné nastavení velikosti a hmotnosti rybí obsádky
- nevhodná skladba rybí obsádky
- vyloučení hospodářské rybí obsádky (vedoucí dle zkušeností k rozšíření méněcenných a invazních druhů ryb)
- nedostatek dravých druhů ryb, nebo jejich nekontrolovaný nelegální lov
- nadměrné krmení a přikrmování
- nevhodné zásahy do prostředí, např. zcela nežádoucí, nebo nesprávně nastavenou aplikací chemických přípravků se snahou o zajištění průhlednosti vody, potlačení řas
- nesprávná manipulace s objemem vody a hloubkou vody
- poškozené nápuštní a výpuštní objekty, odpouštění nevhodné vrstvy vody z nádrže

Tyto příčiny, pojmenované jako vnitřní, jsou ovlivnitelné úpravou způsobu péče o vodní prvky, úpravou nájemní smlouvy s hospodařícím subjektem, zvýšenou kontrolou vodního prvku, apod.

Konkrétní situace zjištěné na několika zkoumaných lokalitách památkově chráněných lokalit, včetně popisu stavu rybích obsádek, zjištěných problémů, degradujících faktorů a možných nápravných opatření, která jsou následně i součástí samotného památkového postupu řešení udržitelnosti rybích obsádek a řešení problémů, obsahuje průvodní zpráva.

2. Metodická část

2.1 Stanovení a popis vhodného přístupu řešení ke zlepšení stavu a zajištění udržitelnosti rybí obsádky

Postup zajištění udržitelných rybích obsádek a řešení udržení odpovídající kvality vodního prostředí je nutné vždy připravit pro danou konkrétní lokalitu, území, soustavu vodních prvků, nebo i jednotlivé vodní prvky. Je však možné stanovit rámcové zásady, doporučení, omezení, metody průzkumu a jeho zpracování a vyhodnocení, obecně platné, jejichž dodržení povede k zamýšlenému výsledku. Z tohoto důvodu je metodika památkového postupu rozdělena na více částí.

První část zahrnuje průzkum aktuálního stavu, a to průzkum kvality vodního prostředí a působících případných omezujících podmínek a negativních vlivů, a průzkum vlastní rybí obsádky. V případě nově zakládaných, opravených a nově napouštěných, nebo obnovovaných vodních prvků, se doporučuje provést průzkum omezujících podmínek a negativních vlivů, spojených s kvalitou zdrojové vody, možným zanášením, přísunem organického materiálu (rostliny, opad listí, smyvy), omezení vysokých teplot, cirkulace vody a zajištění dostatečného množství kyslíku a potravy pro ryby.

Druhá část se věnuje doporučením volby složení, hustoty a biomasy rybí obsádky, využití ryb pro biomelioraci vodního prostředí, spojenou s udržením kvalitních podmínek, řízení obsádky, eliminaci nežádoucích druhů odlovy a využití dravých druhů ryb pro udržení cílové rybí obsádky.

2.1.1 Průzkum vodního prostředí

Průzkum vodního prostředí s cílem stanovit podmínky pro život ryb a pro volbu rybích druhů a jejich početnosti je nutné zaměřit na sledování teploty vody, koncentrace kyslíku ve vodě a nasycení vody kyslíkem, hodnoty pH (které ovlivňují výskyt forem amoniakálního dusíku a pro ryby toxické formy volného amoniaku, rozpustnost toxických kovů ve vodě, apod.), průhlednost vody, barvu, zákal a zápach.

V případě výskytu problémů s přežitím ryb, tvorbou zápachu, rozkladnými procesy ve vodě, apod. je vhodné provést delší sledování a spojit je i se sledováním vnějších vlivů (přísun znečištěných vod – smyvy, kanalizačními výustmi, po deštích). Pro záznam hodnot lze využít např. následující tabulku (Tab. 1).

Nejjednodušší vybavení pro měření je jakýkoliv teploměr vhodný pro ponoření do vody, Secchiho disk pro měření průhlednosti a barvy vody, zápach změřit sensoricky, množství kyslíku odhadnout podle chování ryb anebo výskytu zápachu při anaerobních (bezokyslíkatých) podmínkách. Pro detailnější průzkum a měření jsou vhodné přenosné terénní přístroje, např. Hach Lange HQ40d (Obr. 2.1), tyčové odběráky pro vzorkování vody a další pomůcky, planktonní sítky, hliníková geodetická nivelační lať. Stanovení různých látek, včetně kovů, prvků, amoniakálního dusíku, lze s využitím fotometrie, dostupné jsou různé sady pro analýzu. Podrobné a přesné výsledky lze získat odběrem vzorků a jejich analýzou v hydrochemických, mikrobiologických či hydrobiologických laboratořích. V tomto případě je vhodné způsob měření a provedení odběru konzultovat přímo s laboratoří, stejně jako výběr vzorkovnic a jejich materiál.



Obr. 2.1 Příklad měření fyzikálně-chemických veličin vody v terénu pomocí přenosného přístroje

Tab. 1. tabulka pro záznam měření a pozorování fyzikálně – chemických charakteristik vodního prostředí

Lokalita / vodní prvek:			Měření provedl:			Datum:					
Počasí:		<i>(popis počasí)</i>									
Místo průzkumu / vzorek:	Čas	Tvzd °C	Tvoda °C	pH ---	El. kond. μS/cm	O2 mg/l	Nasycení %	Barva	Zákal	Zápach	Le/Po
Poznámky:											

Le = ledový ukaz: 0-volná hladina, 1-slabá led.tříšť, 2-tříšť a led u břehu, 3-led u břehu, 4-zamrzlá hladina, 5-led.zácpa, 6-chod ledů, 7-voda teče po ledu
 Po = počasí: 0-jasno, 1-polojasno, 2-oblačno, 3-zataženo, 4-mha, 5-mrholení, 6-déšť, 7-déšť se sněhem, 8-sníh, 9-přeháňky, 10-po dešti
 Tvzd - teplota vzduchu, Tvoda - teplota vody, pH - pH vody, El.kond. - zasolení vody (konduktivita), O2 - koncentrace kyslíku ve vodě, Nasycení - nasycení vody kyslíkem

Místo průzkumu / vzorek	Průhlednost cm	Dno - hloubka vody cm	Sedimenty cm	Hladina Tvoda / O2 / %	Dno Tvoda / O2 / %

Vysvětlivky: Tvoda - teplota vody (ve °C), O2 - koncentrace rozpuštěného kyslíku (mg/l), % - nasycení vody kyslíkem (v %)
 Sedimenty - mocnost sedimentů / bahna na dně
 Hladina - měření teploty vody a kyslíku vrstvy vody u hladiny (cca 10 cm pod hladinou)
 Dno - měření teploty vody a kyslíku vrstvy vody nade dnem (cca 15 cm nade dnem - nad sedimentem / bahnem)

Podle dostupnosti živin a výše primární produkce se vodní plochy (nádrže, rybníky, atd.) dělí do čtyř základních typů:

Oligotrofní nádrže jsou nejméně úživné (< 10 mg celkového fosforu na m^3), mají nízkou primární produkci, vysokou průhlednost (> 6 m) a poměrně nízkou biomasu ryb (10 až 30 $kg \cdot ha^{-1}$). Jedná se vždy o nádrže hluboké, ležící většinou v horských oblastech. Nádrže parkových a památkových objektů těmito kritériím obvykle neodpovídají.

Mezotrofní nádrže mají středně velký obsah živin (10 – 30 mg celkového fosforu na m^3), nižší průhlednost (6 – 3 m) a biomasu ryb obvykle v rozmezí 50 – 100 $kg \cdot ha^{-1}$. V parkových a památkových objektech se s nimi setkáváme jen výjimečně.

Eutrofní nádrže mají velký obsah živin (35 – 100 mg celkového fosforu na m^3), průhlednost (3 – $1,5$ m) a biomasu ryb obvykle větší než 100 $kg \cdot ha^{-1}$ a v parcích a památkových objektech jsou nejběžnější.

Hypertrofní nádrže jsou charakteristické velmi vysokým obsahem živin (> 100 mg celkového fosforu na m^3) a velkou produkcí organické hmoty. Často se jedná o mělké nádrže s velmi nízkou průhledností ($< 1,5$ m), biomasa ryb může dosahovat až několika stovek kg na ha plochy nebo naopak může být velmi nízká kvůli úhynům ryb v důsledku extrémních fluktuací v koncentraci kyslíku, volného amoniaku a pH. V parcích se s nimi lze setkat poměrně běžně zvláště tam, kde jsou ryby, případně kachny na nich krmeny návštěvníky.

Stanovení stupně trofie vody lze provést podle hodnoty trofického potenciálu vody (Tab. 2), řídicím se postupem uvedeným v technické normě: TNV 75 7741 – Mikrometoda stanovení toxicity a trofického potenciálu řasovým testem.

Tab.2. Stanovení stupně trofie podle hodnoty trofického potenciálu

Stupeň trofie	Popis	Trofický potenciál
		(mg/l)
ultra-oligotrofie (u-o)	neúživné vody	< 5
oligotrofie (o)	velmi slabě úživné	5 - 50
oligo-mezotrofie (o-m)	slabě úživné	50 - 100
mezotrofie (m)	středně úživné	100 - 200
mezo-eutrofie (m-e)	dosti silně úživné	200 - 350
eutrofie (e)	silně úživné	350 - 500
polytrofie (p)	velmi silně úživné	500 - 1 000
hypertrofie (h)	vysoce úživné	$> 1 000$

Masivní rozvoj řas, zejména sinic, způsobuje rozkolísání pH a kyslíkového režimu (detailněji např. v Adámek a kol. 2010). Spolu s vyššími teplotami vzduchu a vody a ve spojitosti s nadměrnou rybí obsádkou vede ke zhoršení podmínek pro život ryb, až na hranici únosnosti. Typickým znakem jsou ryby „lapající“ po vzduchu (viz Obr. 2.2).



Obr. 2.2 Nedostatek rozpuštěného kyslíku ve vodě pro rybí obsádku (Kroměříž – Podzámecká zahrada – Chotkův rybník)

2.1.2 Průzkum rybí obsádky

Znalost aktuálního stavu rybí obsádky ve vodní nádrži je důležitým předpokladem pro účelné naplánování a provedení biomanipulačních opatření. Nepostradatelné jsou především spolehlivé informace o početnosti, biomase a druhovém složení rybí obsádky. Tyto základní parametry rybí obsádky se stanovují kontrolními odlovy hromadnými i selektivními lovnými prostředky tak, aby použitelné údaje měly co nejvyšší vypovídací hodnotu. Monitoring elektrolovem (Obr. 2.3) se provádí broděním v litorálu /břehové zóně a z loďky na volné vodě (obojí po dobu průměrně 15 min, většinou se pohybuje v rozmezí 9 až 22 min). V případech, kdy by monitoring s použitím elektrolovu nebo sítí nebyl vhodný nebo proveditelný (kašny, mělké okrasné nádrže) jsou ryby registrovány pouze pozorováním.



Obr. 2.3 Fotodokumentace průběhu průzkumu rybí obsádky

Výsledky průzkumu je vhodné zaznamenat do tabulky, jak je uvedeno na příkladu tab. 3.

Tab. 3. Výsledky monitoringu elektrolovem (abundance A a biomasa B v CPUE* 1 hod)

druh	litorál		pelagiál	
	A (ks)	B (g)	A (ks)	B (g)
lín obecný	32	160		
hrouzek obecný	4	8		
jelec tloušť	12	24		
ouklej obecná			4	80
střevlička východní	96	240	24	120
okoun říční	48	1040	4	200
CELKEM	192	1472	32	400

Pozn.: * CPUE (Catch Per Unit Effort – úlovek na jednotku úsilí) je semikvantitativní forma hodnocení hustoty a biomasy rybí obsádky. Vyjadřuje kolik ryb (kg ryb) bylo uloveno za jednotku času a umožňuje tak srovnání mezi různými lokalitami, příp. hrubý odhad těchto hodnot na hodnocené lokalitě.

2.1.3 Průzkum úživnosti prostředí

Stanovení úživnosti prostředí pro ryby je možné provést průzkumem složení zooplanktonu a zoobentosu a jeho množství. Průzkum se doporučuje provádět opakovaně v jarním, letním a podzimním období. Pro analýzu zooplanktonu postačuje odběr tahem planktonní sítkou na úseku 3 – 5 m. Na lokalitách, kde to charakter dna (jemné sedimenty) umožní, lze k odběrům zoobentosu použít Ekmanův drapák. Na lokalitách s tvrdým (dlážděným) nebo kamenitým substrátem se k semikvantitativnímu odběru používá bentosová síťka, přičemž doba vzorkování se zohlední ve vztahu k jednotce úsilí (CPUE). Odebrané vzorky se konzervují a laboratorně průběžně zpracovávají. Uvedený průzkum a jeho hodnocení mohou zajistit specialisté hydrobiologové, či hydrobiologické laboratoře. Způsob prezentace výsledků takového průzkumu na nádržích Květné zahrady Kroměříž v roce 2018 je uveden v tabulkách Tab. 4 a 5. Vzhledem k časové a finanční náročnosti lze u menších nádrží a okrasných bazénů postupovat i tak, že se průzkum provede pouhým pozorováním výskytu zooplanktonu (přítomnost dafnií apod. ve vodě v průběhu roku, jejich velikost), případně zoobentosu (nutná síťka). Teprve v případě, že se nezjistí výskyt, přistoupí se k příkrmování ryb. To se však nedoporučuje na menších a okrasných nádržích, neboť aplikace krmiv na nich představuje významný vnos živin s důsledky v podobě zintenzivnění eutrofizačních procesů. Na větších vodních plochách, zejména u produkčních, se vychází z obecně platných rybářských doporučení stanovení krmných dávek (jak je popsáno v kapitole 2.6).

Tab. 4. Abundance (ind.l⁻¹) zooplanktonu, jeho objem („biovolume“ v ml) a průhlednost (cm) na nádržích Květné zahrady Kroměříž v roce 2018 (průhlednost na dno tučně)

nádrž	Pstruží přední			Pstruží zadní			Ptáčnice		
	18.4.	11.7.	10.9.	18.4.	11.7.	10.9.	18.4.	11.7.	10.9.
datum									
průhlednost	93	94	92	103	103	108	38	20	50
<i>Brachionus</i>	1,9				3,4	1,5	49,7		21,3
<i>Asplanchna</i>		5,1	0,6		2,5		2,9		
<i>Polyarthra</i>			0,6	0,2	2,1				
<i>Filinia</i>							3,6	0,2	
<i>Keratella</i>	0,1			0,3		1,9	11,6	0,6	11,2
Rotatoria	2,0	5,1	1,3	0,4	8,0	3,4	67,8	0,8	32,4
<i>Ceriodaphnia</i>	0,2	13,9							
<i>Daphnia</i>		2,9	27,8		0,4				
<i>Moina</i>		7,0							
<i>Bosmina</i>	0,3	5,2	17,5			9,5	2,2	27,8	0,9
<i>Chydorus</i>	0,1			0,1	16,8	9,3	1,1	0,8	
Cladocera	0,5	29,1	45,3	0,1	17,3	18,7	3,2	28,6	0,9
Cyclopidae adult	2,0	2,1		0,1	3,8	0,2	3,6	1,5	1,5
kopepodit	4,0	21,9	0,2		10,5	1,5		11,6	1,9
nauplius	7,1	1,7	2,7	1,2	6,3	3,8		10,7	1,1
Copepoda	13,1	25,7	2,9	1,2	20,6	5,5	3,6	23,8	4,4
celkem	15,6	59,9	59,4	1,7	45,9	27,6	74,6	53,2	37,7
objem	0,3	1,5	1,0	0,5	1,0	0,3	0,3	2,0	0,3

Tab. 5. Abundance (A, * CPUE 3 min/**ind.m⁻²) a biomasa (B, * CPUE 3 min/**g.m⁻²) zoobentosu na nádržích Květné zahrady Kroměříž v roce 2018

Datum	18.4.		11.7.		14.9.2017	
	A	B	A	B	A	B
Pstruží přední	*	*	*	*	*	*
<i>Helobdella stagnalis</i>	2					
<i>Helobdella</i> sp. juv.			2			
<i>Caenis robusta</i>			21			
<i>Cloeon simile</i>			29		5	
<i>Micronecta minutissima</i>			4		1	
<i>Platycnemis pennipes</i>			4			
<i>Gomphus</i> sp.	1		3			
<i>Micropterna testacea</i>	1					
<i>Dytiscus</i> sp. juv.			1			
<i>Orthocladius</i> sp.	26		29		6	
<i>Psectrocladius</i> sp.			30			
Chaoboridae g.sp.	2					
Celkem	32	0,17	123	0,37	12	0,03
Pstruží zadní	*	*	*	*	*	*
<i>Helobdella stagnalis</i>	35					
<i>Caenis robusta</i>			2			
<i>Neureclipsis</i> sp.	3		10			
<i>Orthocladius</i> sp.	21					
Celkem	59	0,22	12	0,02	0	0,00
Ptáčnice	*	*	*	*	*	*
<i>Asellus aquaticus</i>			2			
<i>Cloeon simile</i>	59		175			
<i>Cloeon dipterum</i>					13	
<i>Notonecta glauca</i>					9	
<i>Lestes sponsa</i>	2					
<i>Cordulia aenea</i>	1					
<i>Sympetrum flaveolum</i>	2					
<i>Chironomus</i> sp.juv.	6					
<i>Orthocladius</i> sp.	11					
Chaoboridae g.sp.	1					
Celkem	88	0,35	177	0,17	22	0,15

2.2 Zásady složení rybích obsádek

2.2.1 Produkční rybníky a nádrže

Z hlediska kvality vody je žádoucí, aby biomasa nedravých ryb (planktonofágní a bentofágní druhy) v nádržích nepřesahovala hodnotu $50 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (Sedša a kol., 2000; Mehner a kol., 2004). Snížení biomasy nedravých ryb na hodnotu $50 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ nebo nižší je tudíž kritickým požadavkem pro úspěšnou biomanipulaci. Omezení obsádky nedravých ryb na hodnotu v rozmezí $50\text{--}100 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ může vést k pozitivním změnám kvality vody, jedná se však obvykle o pozitivní změny pouze krátkodobého charakteru. V situaci kdy biomasa nežádoucích druhů v nádrži s velkou obsádkou není snížena pod hranici $100 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, nelze očekávat zlepšení kvality vody (tj. snížení množství fytoplanktonu a zvýšení průhlednosti).

Uvedená čísla však logicky nejsou v podmínkách produkčních rybníků a nádrží reálná. Naopak, dramatické snížení hustoty obsádek rybníků by vedlo k problémům s udržení a kontrolou kvality vody v nich (Ekolist, 2019).

2.2.2 Okrasné nádrže a bazény

Obecně se předpokládá, že by mělo být ve vyváženém rybníčním ekosystému 5 - 7 kg potravních ryb na 1 kg dravců. Pro kontrolu nežádoucí reprodukce okrasných forem karase v tomto typu nádrží je optimální dvouletý okoun, tj. ve velikosti okolo 10 cm. Vždycky však záleží na konkrétních podmínkách daného vodního prvku, teplotách vody, dostupnosti kyslíku, apod. důležitým faktorem je kolik se vyskytuje ryb v reprodukčním věku, schopných se vytřířit. Obecně lze konstatovat, že násada okouna by měla zahrnovat 200 ks (okolo 10 cm) na hektar vodní plochy.

2.3 Metody řízení rybí obsádky

Vlastní řízení rybí obsádky s cílem eliminovat biomasu nežádoucích druhů je založeno především na regulačních odlovech planktonofágních a bentofágních ryb a na vysazování dravců. Intenzita a rychlost eliminace nežádoucí obsádky jsou klíčovými faktory, které rozhodují o účinnosti biomanipulace. K výraznému zlepšení kvality vody je nutné snížit biomasu nežádoucích ryb pod hranici $50 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ nejlépe během jednoho až tří roků (Mehner a kol., 2004). Regulační odlovy ryb prováděné dlouhodobě, avšak s nedostatečnou intenzitou, nemohou zásadním způsobem zvrátit negativní poměry v ekosystému vodní nádrže. Ve větších nádržích s obsádkou nežádoucích ryb přesahující výrazně hranici $50 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, není reálné provést rychlé snížení biomasy nedravých ryb pouze prostřednictvím vysazování dravců. V takovém případě je nezbytné nejprve razantně omezit biomasu planktonofágních a bentofágních ryb pomocí různých metod regulačních odlovů.

Na slovitelných plochách pobřeží nádrže lze aplikovat regulační odlovy záťahovými sítěmi. Odlovy jsou nejúčinnější ve tření (mimo dobu tření zejména v noci). V období rozmnožování je účinný také odlov kaprovitých ryb na trdlištích a v přítokové oblasti pomocí elektrického agregátu. Odlovy třecích hejn do vězenců, vrší, lapacích beden a podobných zařízení jsou další vhodnou metodou regulačních odlovů. Použití vězenců je velmi účinné pro regulační odlovy okouna říčního (Sedša a Kubečka, 1997).

V nádrži, ve které byla biomasa planktonofágních a bentofágních ryb snížena hromadnými regulačními odlovy na úroveň blízkou kritické hodnotě $50 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, je důležité udržovat tento příznivý stav prostřednictvím vysazování a hájení dravých ryb. Aby dravé ryby účinně regulovaly produkci nežádoucích druhů a dokázaly jejich početnost držet na nízké hladině, měl by podíl dravců (štika

obecná, candát obecný, bolen dravý, sumec velký a velcí jedinci okouna říčního) na celkové biomase dospělých ryb v nádrži činit 25 až 40 % (Mehner a kol., 2004). Navýšení podílu dravců v rybí obsádce lze dosáhnout jejich intenzivním vysazováním a účinnou ochranou.

Zejména v případě menších mělkých nádrží s porosty ponořených vodních rostlin se jako hlavní vysazovaný druh dravce a nejučinnější predátor uplatňuje štika obecná.

2.4 Zásady vysazování dravých ryb

Rychlený štičí plůdek se vysazuje na jaře, nejlépe vzápětí po vykulení larev kaprovitých ryb, které představují pro malé štičky vhodnou potravu. Velikost vysazovaného štičího plůdku by měla být co nejvíce uniformní, aby se zamezilo vzájemnému kanibalismu. Obvyklé hustoty vysazování rychlené štiky jsou 1 ks na 5–10 m vhodného pobřeží. Rámcová rozmezí násad pro naše nádrže stanovili Lusk a Vostradovský (1978), pro účinné prosazení biomanipulačního efektu je však třeba vysazovat více než 5 kg dravých ryb na hektar a rok (Sedá a kol., 2000). Přeprava násad dravých ryb na místo určení musí být zajištěna potřebným technickým vybavením (přepravní bedny se vzduchováním). Bolena a větší násadu sumce můžeme vysazovat hromadně na dvě nebo tři místa nádrže. Násadu štiky, candáta a ročka sumce velkého vysazujeme jednotlivě či po několika kusech podél břehové linie celé nádrže. Množství dravých ryb se navýšuje podle potřeby jejich vysazováním a především účinnou ochranou. Vody se zvýšenou obsádkou dravců přitahují zájem pytláků, právě kvůli možnosti lovu dravých ryb. Zejména candát a štika jsou druhy poměrně snadno zranitelné nedovoleným rybolovem. Je proto důležité, aby správci nádrží v parkových a památkových objektech zajistili co nejdůslednější ochranu těchto řízených rybích obsádek. V případě vodních ploch využívaných také k rekreačnímu rybolovu je potřeba průběžně sledovat a flexibilně regulovat lov dravců vhodnými prostředky (např. zvýšením lovné míry, omezením počtu docházek, zavedením režimu „chyť a pusť“) tak, aby bylo zabráněno jejich nadměrné exploataci.

2.5 Využití ryb k biomelioraci prostředí vodních prvků

Nejvýznamnějším **biomeliorativním opatřením** je likvidace makrofyt, a to jak ponořené, tak vynořené litorální vegetace. Nadměrný rozvoj ponořené vegetace může být v mělkých nádržích vnímán jako nežádoucí. V takovém případě je vhodné mechanicky regulovat rozsah porostů ponořených rostlin a biomasu vodních rostlin z nádrže odstraňovat, což je významný krok eliminující nebezpečí kyslíkových deficitů a snižující živinovou zátěž. V úvahu připadá i možnost využití biomelioračních schopností amura bílého. Tuto alternativu je však nutné obezřetně zvážit. Příliš početná populace amura dokáže zlikvidovat veškerou měkkou vodní vegetaci, čímž dojde k uvolnění živin vázaných v rostlinách a ekosystém nádrže se vrátí do původního stavu charakterizovaného vysokou biomasou fytoplanktonu a nízkou průhledností vody. Určení optimální početnosti obsádky amura, která by v nádrži zachovala dostatečné množství ponořených makrofyt, se v praxi ukázalo být jako poměrně obtížné a je možné na základě provedení šetření na každé jednotlivé lokalitě.

Nejvýznamnějším biologickým způsobem omezení nebo likvidace ponořené („měkké“) i vynořené („tvrdé“) vodní vegetace je vysazení amura. Biomasa okolo 50 kg.ha⁻¹ je dostačující pro eliminaci ponořených a plovoucích rostlin (okřehky) i vláknitých řas během jedné sezóny. Je však třeba, aby byl amur v nádrži přítomen od počátku vegetační sezóny, neboť je nutné, aby kontroloval rozvoj vegetace již v období jejího nástupu. Nelze např. předpokládat, že dokáže odstranit okřehky v nádrži, jejíž hladina je jimi již zcela pokrytá. Pro eliminaci vynořené tvrdé vegetace během jedné až dvou

sezón je zapotřebí biomasa amura okolo $100 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, pro dlouhodobou kontrolu jejich rozvoje bez totální eliminace dostačuje biomasa do $50 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$.

Za **biomeliorativní opatření** lze považovat rovněž využití moluskofágních ryb k eliminaci měkkýšů, především plžů (plovatky r. *Lymnaea*) jako mezihostitelů parazitických motolic nebo přemnožených mlžů – slávička *Dreissena polymorpha*, jejíž kolonie mohou ucpávat přítoková a odtoková zařízení. Tento přístup je však zatím spíše ve fázi výzkumu pokud jde o využití typického moluskofága amura černého, *Mylopharyngodon piceus* (Adámek, 1998), avšak naráží na legislativní problémy s vysazením nového nepůvodního druhu ryb. Z našich původních ryb je fakultativním moluskofágem lín. Autoři Brönmark a Vermaat (1998) prokázali vliv obsádky lína na biotu malé nádrže spočívající ve výrazné redukci biomasy plžů a ponořené vegetace (*Elodea*). Výsledkem byl také několikanásobný nárůst perifytonu (z cca $150 \mu\text{g}$ sušiny na cm^2 po hodnotu cca $400 \mu\text{g}$ sušiny na cm^2).

Biomanipulace zaměřená na potlačení růstu řas a zákalu vody, spočívá v eliminaci populací planktonožravých ryb (plotice obecná, ouklej obecná, cejn velký, cejnek malý, perlín ostrobřichý, kapr obecný, karas stříbrný), ať už přímými odlovy těchto nežádoucích ryb nebo jejich potlačení prostřednictvím vysazování ryb dravých. Snížení početnosti planktonožravých ryb vede k omezení jejich vyžíracího tlaku na zooplankton, následně dochází k rozvoji populací velkých druhů filtrujícího zooplanktonu (perloočky rodu *Daphnia*), který účinně odstraňuje drobné planktonní řasy z vodního sloupce, což se v konečném důsledku projevuje zvýšenou průhledností vody. Základem toho, aby byla biomanipulace směřující k lepší kvalitě vodního prostředí, prováděná pomocí rybích obsádek, je nízká koncentrace fosforu ve vodě, která musí odpovídat maximálně mezotrofii (viz výše). V opačném případě dojde k rozvoji řas, zejména sinic. Jejich rozvoj není biomanipulací kontrolovatelný. Potřeba omezení rozvoje planktonních řas a sinic vyvstává zejména u eutrofních a hypertrofních nádrží, kde velká biomasa fytoplanktonu působí značné problémy především z estetického hlediska. Je však nutné si uvědomit, že efektivita biomanipulačních opatření má určité hranice, které jsou vymezené zejména přísunem živin neboli živinovým zatížením a hloubkou nádrže. Překročí-li **živinové zatížení** vodní nádrže určitou mez, biomanipulace ztrácí svoji účinnost – nelze očekávat podstatné a dlouhodobé snížení biomasy planktonních řas prostřednictvím řízené rybí obsádky. V každém případě je ale nutno počítat s tím, že opomenutí potřeby řízení rybí obsádky zvýšeným vysazováním dravců povede k dalšímu zvyšování trofie nádrže a s tím spojeným problémům ve vývoji kvality vody. Znalost živinového zatížení je proto nezbytnou podmínkou při rozhodování o možnosti, vhodnosti a intenzitě provedení biomanipulace v konkrétní vodní nádrži.

Pod pojmem vnější **živinové zatížení** rozumíme především přísun fosforu do nádrže prostřednictvím přítoků. U mělkých nádrží (běžných v parkových a památkových objektech) může maximální roční hodnota vnějšího zatížení činit až 2 g celkového fosforu na m^2 plochy objektu (Jeppesen a kol., 1990). Překračuje-li vnější zatížení nádrže tuto mezní hodnotu, je nutné nejprve omezit přísun fosforu opatřeními v povodí a na nádrži (zabránění vnosu živin do nádrže příliš početnými skupinami vodních ptáků, zákaz jejich krmení i krmení ryb návštěvníky). Teprve potom je účelné se pokoušet o nápravná opatření formou biomanipulace.

Pokud je vnější **živinové zatížení** menší než doporučená mezní hodnota a přesto je koncentrace celkového fosforu ve vodě nádrže vysoká, jedná se o systém s velkým vnitřním zatížením, které vzniká uvolňováním fosforu z nahromaděného sedimentu. Má-li biomanipulace v mělkých nádržích (průměrná hloubka $< 3\text{--}5 \text{ m}$) vést sama o sobě k výraznému zlepšení kvality vody, nesmí průměrná roční koncentrace celkového fosforu překročit hranici $100\text{--}250 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ (Jeppesen a Sammalkorpi, 2002). Pokud je mezní koncentrace fosforu překročena, je na mělkých nádržích nutné aplikovat vedle biomanipulace i další přístupy, např. odtěžení sedimentů či jejich biochemické ošetření.

2.6 Doporučení k údržbě a péči o rybí obsádky

Během řešení byly identifikovány čtyři hlavní faktory, které mají vliv na stanovení vhodné rybí obsádky a její dlouhodobé udržení: i) kvalita vstupní vody, napájející daný vodní prvek, a její trofie, ii) teplotní a kyslíkové poměry, změny pH vody, iii) nelegální rybolov a nekontrolované lovení ryb, zejména dravých, iv) nadměrné zabahnění a přísun organické hmoty (zejména spad listů) a její vyhnívání. Pro udržení cílové rybí obsádky je třeba provést průzkum uvedených parametrů a faktorů. Mezi vhodné postupy lze na základě ověření v praxi doporučit i využití elektronických záznamníků (dataloggerů) a terénních hydrochemických přístrojů pro sledování celosezónních výkyvů teploty vody, případně i pH a rozpuštěného kyslíku. Tato technika umožňuje záznam dat a jejich přenos pro zpracování v PC. Další krok je dokumentace aktuálního stavu rybí obsádky navrženými postupy.

Udržitelnost rybních obsádek v dobré kondici, přiměřeném počtu a složení, včetně okrasných druhů, s ohledem na estetické působení a udržení vhodné kvality prostředí, vyžaduje provádět redukci nežádoucích (často také invazních) druhů (zejména střevlička východní *Pseudorasbora parva*, karas stříbřitý *Carassius gibelio*) odlovem, nebo nasazením dravých druhů (nejčastěji štika, candát, okoun, sumec), které jsou však náročnější na výše uvedené podmínky kvality vodního prostředí. Při udržení optimálních podmínek prostředí bylo ověřeno příznivé působení těchto zásahů.

V případě obsádky pouze okrasných forem karase, bylo potvrzeno příznivé působení násady okouna k zamezení nekontrolovaného množení spojeného s výskytem divoké formy, která již nesplňuje estetické hledisko vnímání vodního prvku. Navíc vyvíjí vysoký vyžírací tlak na filtrující zooplankton, čímž přispívá k dalšímu zhoršení podmínek prostředí. Toto bylo prokázáno v případě poloprovozu modelových okrasných nádrží během jejich údržby a monitoringu.

V případě větších vodních ploch s produkční rybářskou funkcí je třeba volit takové složení a biomasu rybí obsádky, aby nedošlo k překročení doporučených hodnot, uvedených v památkovém postupu. Naopak jako nevhodné se ukazuje vyloučení hospodářského využití (příkladem je Velký Zámecký rybník v Lednici), neboť po krátké době došlo v důsledku nekontrolované reprodukce nežádoucích a invazních druhů k extrémně silným projevům hypertrofie namísto cílového zlepšení kvality vodního prostředí (Ziková a kopl. 2011). Důsledkem absence rybníkářského managementu byl masivní rozvoj sinicového vodního květu spojený se zdravotním rizikem, významnými estetickými závadami a omezení potravní nabídky pro cílové druhy ryb a vodního ptactva (Macháček 2015). Tento poznatek byl potvrzen i na jiných lokalitách, kde v důsledku ukončení rybářského využití došlo k významné degradaci kvality prostředí (Žebětínský rybník - Zajíček 2017)

Využití rybí obsádky ke kontrole růstu vodní vegetace, včetně řas, je podle praktického ověření možné, vyžaduje však i součinnost lidské práce, průběžné odstraňování nadměrné biomasy, podpůrné zásahy, např. šetrnými biologickými preparáty, srážení fosforu, apod. V ideálním případě s omezením trofie vstupní vody. Nejvhodnější se jeví včasné nasazení amura bílého, na začátku sezóny, kdy s nástupem teplot nad 16 – 18°C jsou ryby schopny nastupující vegetaci kontrolovat. V průběhu vegetační sezóny, kdy je biomasa vodních rostlin mnohonásobně vyšší, to již možné není, a to ani za teplot podstatně příznivějších.

Přikrmování

Podstata rybníční produkce kapra u nás spočívá ve využití přirozených potravních zdrojů, které jsou z různě velké části doplňovány předkládanými krmivy, v našich chovech takřka výlučně obilovinami. Proto v rybníkářském managementu mluvíme o přikrmování, nikoliv krmení. Pro udržení zdravého

rybníčního prostředí se předpokládá udržet v případě produkčních rybochovných nádrží relativní krmný koeficient (RKK) < 2 , tzn., že na kilogram přírůstku se spotřebuje pouze 2 kg obilovin. Nadměrné množství krmiv, aplikované v objemech, které ryby (kapr) nedokážou efektivně využít, přispívá k degradaci prostředí rybníka významně více než k produkčnímu využití.

Před nastavením krmného plánu je vhodné provést průzkum přirozené potravní nabídky. I když není možné provést detailní hydrobiologický průzkum, lze potenciál této nabídky odhadnout průzkumem výskytu zooplanktonu a zoobentosu ve vodním prvku během roku. Nejjednodušší metodou je průzkum planktonní sítkou opakovaný během celé sezóny ve zhruba stejnou denní dobu a na stejném místě. Pro odhad zachyceného množství zooplanktonu obsah sítky vypláchneme do připravené nádoby čistou vodou.

Obecně lze doporučit omezit příkrmování (a s tím spojenou velikost obsádky) na vodních plochách památkově chráněných lokalit, kde je hlavním hlediskem jejich estetické působení, zapojení do kompozice apod.

2.6.1 Řešení problematiky v zahraničí

Z poznatků získaných v zahraničí lze usuzovat, že situace v kvalitě vody v nádržích parků a kulturních památek je srovnatelná s poměry panujícími na našich objektech. Často se lze setkat s nádržemi v areálu objektů kulturního a historického významu, kde nedodržení rovnováhy mezi biomasou a druhovým složením rybích obsádek vede k degradaci kvality vody a nepůsobí esteticky vhodně v kontextu hodnotné památky (Obr. 2.4a,b). Podobně se projevuje i početná přítomnost kachen a jiných vodních ptáků, které jsou návštěvníky krmeny, což představuje významný vnos živin do vodního prostředí (Obr. 2.5). Nádrže rybníčního charakteru v parcích často trpí podobně jako u nás extrémním zarůstáním lekníny a stulíky, spojeným se vznikem hypoxie až anaerobie ve vrstvách u dna a na dně (Obr. 2.6). V mnoha případech se nejedná o cílový stav. Zarůstání je spojené s nadměrnou vrstvou usazenin, ať už vnosem z okolí, nebo vzniklé postupně z rozkladu biomasy (listí z okolních dřevin, odumřelá, stará biomasa z vlastních porostů mokřadních rostlin).

Udržení příznivé kvality vody, reprezentované z pohledu estetického přínosu parkových nádrží v podstatě pouze vysokou průhledností vyžaduje dostatečnou výměnu vody ve formě průtoku z neznečištěného povrchového zdroje (Obr. 2.7), případně doplněnou o průběžný sezónní úklid a čištění dna nádrží a limitovanou násadu ryb (Obr. 2.9a,b). Opad listí do vodních prvků nemusí nutně znamenat zhoršení průhlednosti a kvality prostředí v dané sezóně, jak je patrné ze snímku při pohledu na odebranou vodu (Obr. 2.8), pokud je zajištěna posezónní údržba, vypuštění a čištění, podobně jako na Obr. 2.7.

Podstatně nákladnějším řešením v místech, kde není možné zajistit dostatečně silný zdroj neznečištěné vody k její průběžné výměně, je aplikace velkých a vysoce účinných filtrů, což je ekonomicky a energeticky vysoce náročné řešení (Obr. 2.10a) nebo jejich kombinace s přítokem kvalitní vody jakožto poněkud levnější varianta. Účinné čištění ve formě recirkulace s využitím výkonných filtrů pak zajistí vysokou průhlednost vody i v přítomnosti vodního ptactva – nádrže jsou však osazeny i tabulemi s přísným zákazem krmení ryb a ptáků návštěvníky (Obr. 2.10b). V případě nutnosti mohou být tyto doprovodné tabule osazeny u vstupu, anebo ve formě a místě bez negativního ovlivnění koncepce místa (zahrady, parku, apod.).



Obr.2.4a Park paláce Alcázar, Sevilla



Obr.2.4b Park paláce Alcázar, Sevilla



Obr. 2.5 Nádrž v Mestnim parku, Maribor



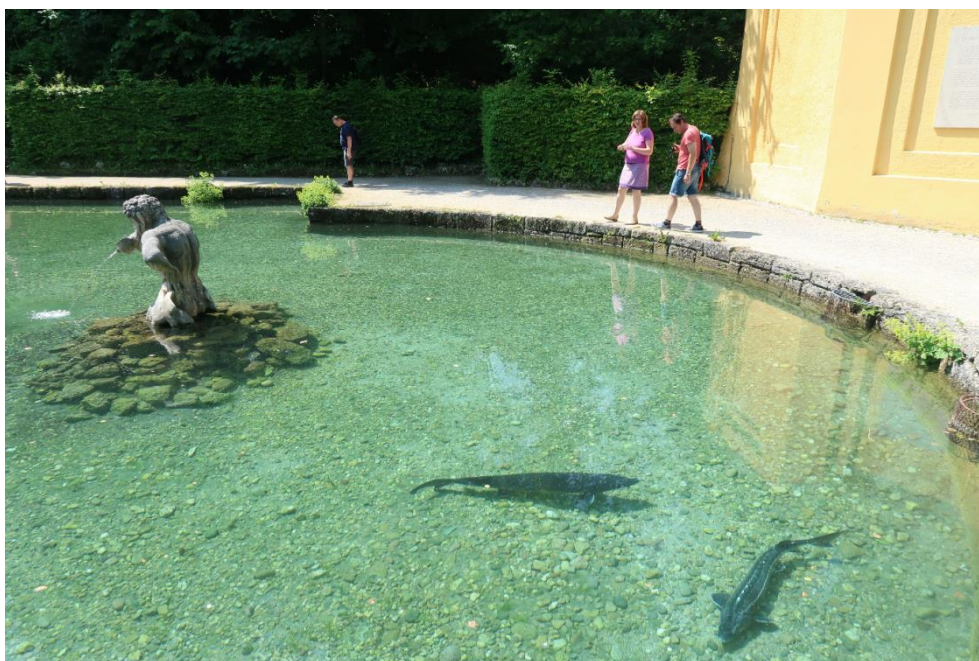
Obr. 2.6 Nádrž Koseški Bajer v parku, Ljubljana



Obr. 2.7 Nádrž v National Garden, Atény



Obr. 2.8 Nádrž v parku Kiffisia, Atény



Obr. 2.9a,b Vodní prvky, s hloubkou až 1 m (a) a mělké (b) s dostatečným zásobením čistou povrchovou vodou, limitovanou rybí obsádkou a zajištěným čištěním dna v případě mělkých nádrží (areál Hellbrunn u Salcburku)

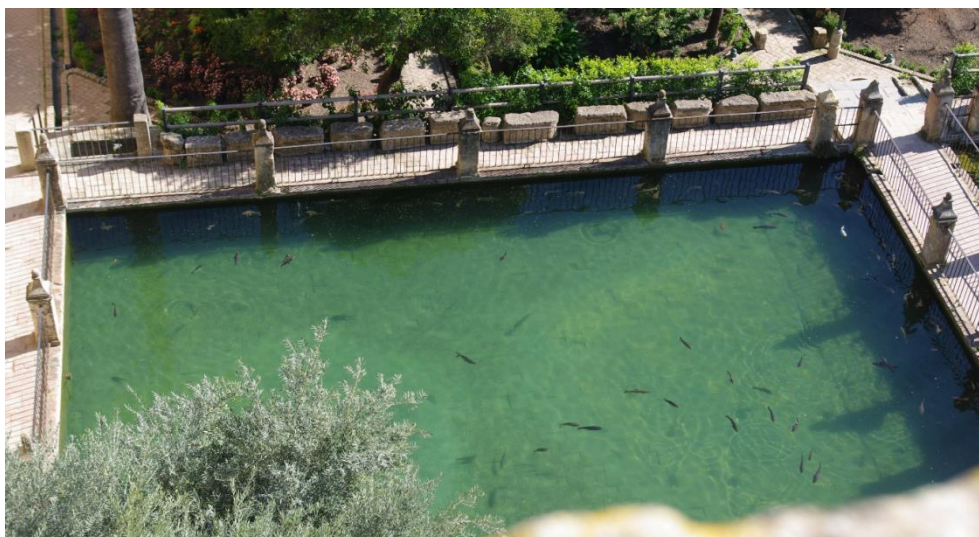
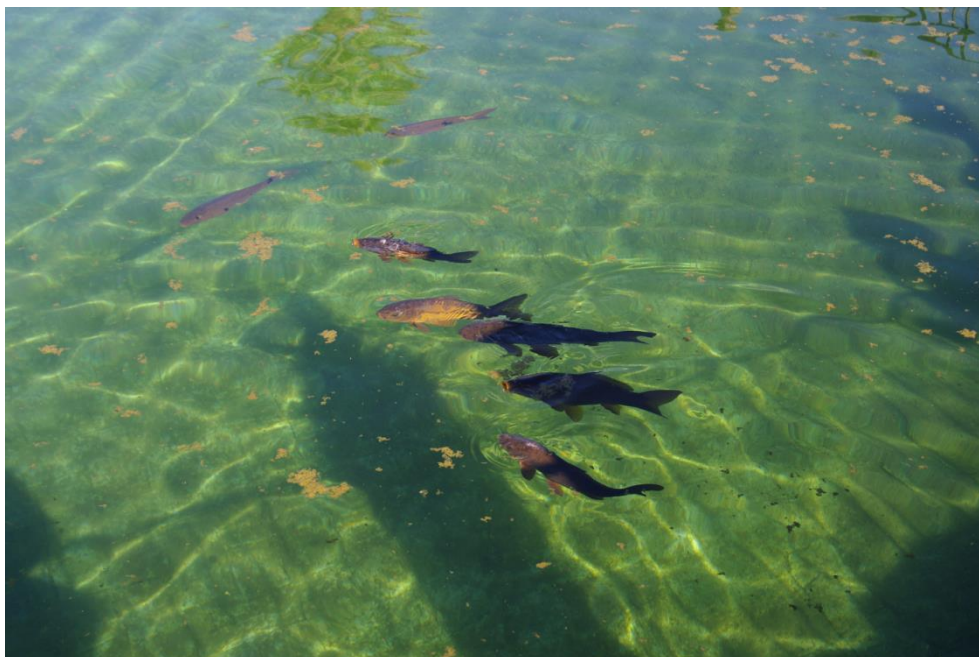


Obr. 2.10a Nádrž v Bioparc Fuengirola, Málaga



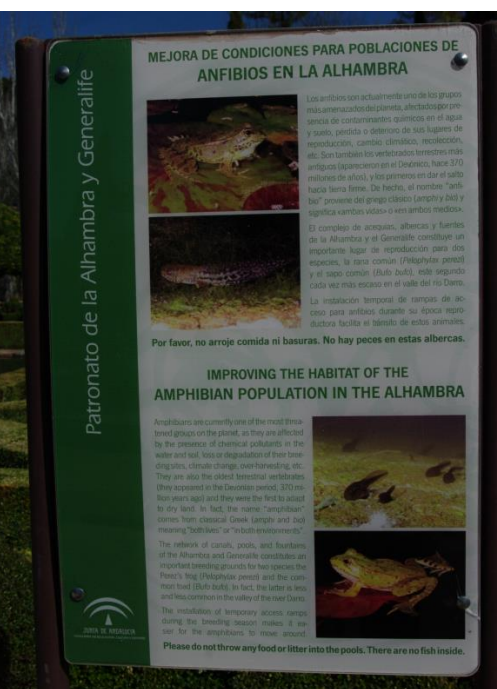
Obr. 2.10b Nádrž v Bioparc Fuengirola, Málaga

Přiměřená početnost rybí obsádky, která vhodně doplňuje svou velikostí a aktivitou estetické vnímání vodních prvků, a současně nezpůsobuje problémy se zhoršením stavu prostředí, byla dokumentována také u nádrží hradního komplexu (Alcazaru) ve městě Córdoba ve Španělsku. V nádrži se během teplého období vyskytnou i řasy, včetně shluků při hladině, ale ne v nadměrném množství. Přesto je vhodné přistoupit k pravidelnému lovení těchto shluků sítkou.



Obr. 2.11a,b Nádrže v areálu hradu v Córdoba

Vodní prvky také mohou sloužit jako útočiště obojživelníků a vodní vegetace (Obr. 2.12a,b) při současném využití tohoto stavu pro informování návštěvníků (Obr. 2.12c), jak bylo zjištěno u některých malých mělkých bazénů v areálu hradu v Granadě. Zachování tohoto, zřejmě žádoucího stavu, je podmíněno vypuštěním rybí obsádky z provozního řádu a koncepce vodních prvků. Srovnatelnou lokalitou v českých poměrech je bazén Ptáčnice v Květné zahradě v Kroměříži. I zde je výskyt obojživelníků mimořádný a zachování současného stavu bez rybí obsádky je žádoucí.



Obr. 2.12a,b,c Nádrže v areálu hradu v Granadě

2.7 Hlavní druhy ryb vodních prvků jejich nároky na kvalitu prostředí

Účel přítomnosti ryb v nádržích všech typů kulturních památek je v podstatě dvojitý – buď jako funkční složka ekosystémů větších nádrží a rybníků anebo jako estetický doplněk spíše menších okrasných, zejména formálních) nádrží. V této kapitole jsou představeny a popsány základní druhy ryb pro vodní prvky se zohledněním specifických historických a památkově chráněných areálů a objektů. Stručně jsou uvedeny i základní nároky těchto ryb pro jejich bezproblémové přežití.

2.7.1 Nádrže a rybníky historických parků, zahrad a památkových lokalit

Běžně chovanou rybou rybníků, včetně těch, které jsou součástí historických zahrad, parků a areálů památkových lokalit je kapr obecný (*Cyprinus carpio*, Obr. 2.13), který je i naší nejčastěji chovanou rybou. Kapr je poměrně nenáročný na podmínky prostředí a snáší i bez problémů i krátkodobé kyslíkové deficity. Přestože nejlépe prosperuje ve vodě o letních teplotách nad 20 až 22°C a s dostatkem kyslíku (5 – 8 mg.l⁻¹ a nasycení 50 – 100 %), v chladné vodě dokáže přežít i v koncentracích okolo 1 – 2 mg.l⁻¹. Pro to, aby v rybníce bez problémů přežil zimu, potřebuje hloubku více než 1 m a optimálně i přítok čerstvé vody. Kapr se živí zooplanktonem a zoobentosem, proto je nutno počítat s tím, že se jeho potravní aktivity promítají nepříznivě do vývoje kvality vody. Vyžíráním zooplanktonu podporuje rozvoj planktonních řas a hledáním potravy ve dně vyvolává ve vodě zákal. Obsádka kapra, optimálně využívající dostupné potravní zdroje bez významnějšího vlivu na kvalitu prostředí, se pohybuje v závislosti na klimatických podmínkách od 100 do 250 ks na hektar (Hartman, Regenda 2014). Přirozeně, že aplikace krmiv je v podmínkách památkově chráněných vodních prvků nežádoucí. Kapr se dokáže za příznivých podmínek v rybníce i vytříit, takže pak hrozí problémy spojené s příliš vysokou hustotou obsádky a s negativními důsledky pro vývoj rybníčního ekosystému. V takovém případě je nutné část ryb odlovit. K přirozenému výtěru kapra v rybnících však dochází jen ojediněle.



Obr. 2.13 Kapr obecný (*Cyprinus carpio*) - nahoře forma lysá („lysec“), dole šupinatá („šupináč“)

Spolu s kaprem se v zámeckých rybnících setkáváme často i s línem obecným (*Tinca tinca*, Obr. 2.14). Lín je ve svých požadavcích na prostředí i v potravních nárocích velmi podobný kaprovi, je však ještě méně náročný na kyslík. Jeho vliv na ekosystém rybníka není zdaleka tak výrazný, jako je tomu u kapra už proto, že jeho obsádky jsou podstatně méně početné (do 50 – 100 ks na hektar).



Obr. 2.14 Lín obecný (*Tinca tinca*) nahoře, tolstolobik bílý (*Hypophthalmichthys molitrix* uprostřed) a amur bílý (*Ctenopharyngodon idella* dole)

Býložravé druhy ryb (amur bílý *Ctenopharyngodon idella*, tolstolobik bílý *Hypophthalmichthys molitrix* – oba Obr. 2.14 a tolstolobik pestrý *Hypophthalmichthys nobilis*) nejsou (s výjimkou nutnosti biomeliorativního zásahu amurem) vhodným komponentem rybích obsádek vodních prvků. Svými nároky na kvalitu prostředí se podobají kaprovi – jsou však méně tolerantní ke kyslíkovým deficitům a více teplomilné. Tolstolobici, živící se filtrací fytoplanktonu, resp. v menší míře zooplanktonu, paradoxně podporují eutrofizační pochody a přispívají tak k degradaci kvality vodního prostředí, tudíž v obsádkách zámeckých parků nejsou žádoucí. Obsádka amura se využívá ke kontrole nadměrného rozvoje vodní vegetace, její hustota a biomasa však musí být optimálně nastavena tak, aby vodním rostlinám bránila v přemnožení a případném zarůstání větších ploch. Je třeba mít na paměti, že živiny vázané v porostech vodních rostlin jsou tím nevyužitelné pro fytoplankton a vodní rostliny tím přispívají ke zvýšené průhlednosti vody (ponožené rostliny), případně ke zvýraznění estetického dojmu z rybníka (pobřežní a litorální porosty, rostliny s plovoucími listy a květy). Pro kontrolu makrovegetace v rybníce se využívá obsádka amura do 50 kg.ha⁻¹, zatímco pro její likvidaci je potřeba obsádka přibližně dvojnásobná. Je však třeba mít na paměti, že likvidací vyšších vodních rostlin uvolníme živiny v nich vázané a dojde k vytvoření vegetačního zákalu, mnohdy spojenému i se vznikem sinicových vodních květů.

Dravé druhy ryb (štika obecná *Esox lucius*, sumec velký *Silurus glanis* – oba Obr. 2.15 a candát obecný *Sander lucioperca* - Obr. 2.16) jsou v obsádkách zámeckých rybníků prvkem zásadní důležitosti. Jejich dostatečně silný predanční tlak na drobné, především kaprovité ryby, brání jejich přemnožení a je tedy nezbytnou podmínkou vhodného rybářského managementu zámeckých rybníků. Dravé ryby, zvláště candát, jsou však v porovnání s kaprem a ostatními rybníčními druhy ryb podstatně náročnější na odpovídající podmínky prostředí, zvláště pokud jde o dostatek kyslíku. Vyžadují nasycení okolo 100 %, tedy v závislosti na teplotě vody 7 – 10 mg.l⁻¹. Za vhodných podmínek (kvalitní voda, nezabahněné

dno) je možné, že bude docházet k přirozenému výtěru candáta. Do kategorie dravých ryb, vhodných pro nádrže zámeckých parků můžeme řadit i okouna říčního (*Perca fluviatilis*, Obr. 2.17). Jeho uplatnění je sice poněkud nižší díky planktonofágní výživě v prvním roce života, ale obecně lze jeho přítomnost v obsádce považovat z hlediska biomanipulací za pozitivní jev.



Obr. 2.15 Sumec velký (*Silurus glanis* nahoře) a štika obecná (*Esox lucius* dole)



Obr. 2.16 Candát obecný (*Sander lucioperca*)



Obr. 2.17 Okoun říční (*Perca fluviatilis*)

Úlohou dravých ryb v obsádkách nádrží a rybníků je kontrolovat rozvoj populací drobných planktonofágů (např. plotice obecná *Rutilus rutilus*, perlín ostrobřichý *Scardinius erythrophthalmus* – Obr. 2.18), ouklej obecná *Alburnus alburnus* – Obr. 2.19), okoun v prvním roce života) a bentofágů (cejn velký *Abramis brama*, cejnek malý *Blicca bjoerkna*, ježdík obecný *Gymnocephalus cernuus*).



Obr. 2.17 Perlín ostrobřichý přírodní forma (*Scardinius erythrophthalmus*)



Obr. 2.18 Ouklej obecná (*Alburnus alburnus*)

Závažným problémem pro vývoj ichtyofauny a následně i kvality vody nádrží a rybníků je přítomnost invazních druhů – střevličky východní (Obr. 2.19) a karasa stříbřitého (Obr. 2.20). Oba druhy se dokáží nekoordinovaně rozmnožit, přičemž střevlička je v tomto směru extrémně rychlá a dokáže z několika dospělých jedinců vytvořit populaci, která ekosystém nádrže zcela obsadí s významnými negativními důsledky pro kvalitu jeho prostředí. Vyžráním zooplanktonu i zoobentosu zredukuje potravní základnu pro ostatní ryby, dojde k razantnímu zhoršení kyslíkových poměrů a ve fytoplanktonu i nárostech začnou dominovat heterotrofní organismy (bakterie apod.). Střevlička se na nové lokality dostává především s násadou jiných, hospodářsky cenných ryb a vysazením neinformovanými lidmi. Méně často se dostává s vodou a existuje i domněnka, že se může šířit přichycená na peří vodních ptáků. Pokud se střevlička někde objeví a není možná její likvidace vypuštěním nádrže, je třeba do ní vysadit větší množství okounů (~ 5 kg) nebo ročka candáta (~ 500 ks) na hektar. Vysazení jiných dravých ryb (štika, sumec) není pro eliminaci střevličky zdaleka tak účinné.

Hlavní vlna šíření invazního karasa stříbřitého, zdá se, již pominula. V posledních letech se s ním nesetkáváme v takových počtech a s tak devastujícími účinky na kvalitu a produkci rybníků, jako tomu bylo v v dekadách na přelomu století, nicméně problém jeho nekontrolovaného šíření stále existuje hlavně díky snadné laické záměně za plůdek šupinatého kapra. Nasazování rybníků plůdkem šupinatého kapra je tedy před vysazením třeba (nechat) pečlivě zkontrolovat. Oba druhy, jak střevlička, tak zvláště karas, jsou velice odolné k nepříznivým podmínkám prostředí a snášejí bez problémů i hluboké kyslíkové deficity. Ve vypuštěném rybníce dokáží dlouho (až týdny) přežívat i v drobných jamkách a kalužinkách se zbytky vody.



Obr. 2.19 Střevlička východní (*Pseudorasbora parva*) nahoře samice, dole samec



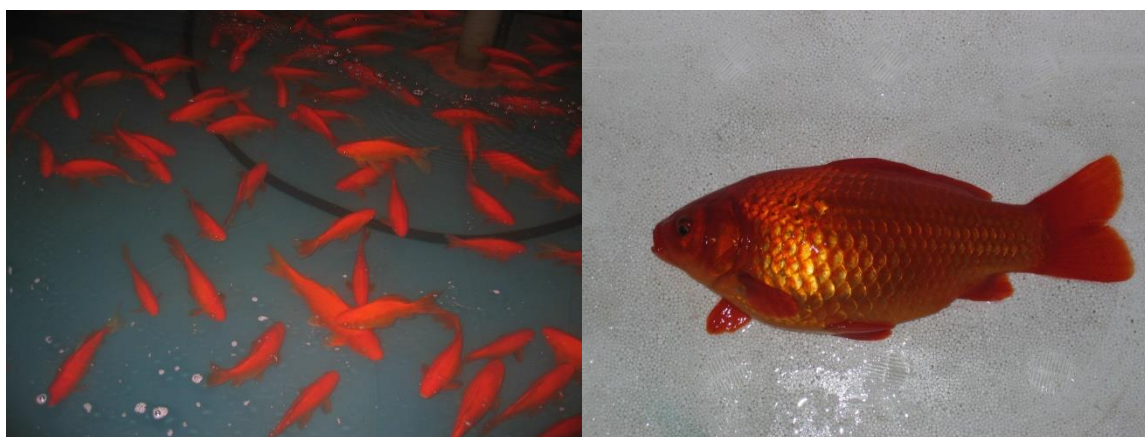
Obr. 2.20 Karas stříbřitý (*Carassius gibelio*)

2.7.2 Formální nádrže, bazény a menší vodní prvky

Ryby v různě velkých (spíše menších) formálních nádržích a bazénech, stejně jaké v menších, i přírodě blízkých, jezírek plní výlučně funkci estetickou, jejímž cílem je vhodně doplnit celkový dojem z vodního prvku a přitom nevyvolat negativní změny v kvalitě a vzhledu vody. K tomu je ale potřeba zajistit dostatečnou výměnu anebo filtraci vody už proto, že v těchto omezených podmínkách bude v některých případech nutno zařadit i krmení ryb. Samotné prostředí drobných účelových nádrží nemůže samo o sobě poskytnout rybám dostatek potravy a je tedy třeba ji s ohledem na konkrétní podmínky dodávat.

Skutečnost, že ryby jsou zde považovány za estetický doplněk, omezuje výběr vhodných druhů na atraktivní barevně pestré formy, tedy nikoliv přírodní. Z našich domácích druhů by těmto požadavkům vyhovoval snad jen perlín, který se má sytě rudé ploutve a zdržuje se u hladiny, takže je vidět. Ostatní naše ryby buď nejsou tak barevně zajímavé anebo „se neukazují“, přičemž ponejvíce platí oboje.

Nejčastějším a nejodolnějším představitelem okrasných ryb je zlatý karas (Obr. 2.21 a 2.24) s celou řadou forem (shubunkin, závojnky – Obr. 2.22), různé barevné aberace apod.). Důležité je vědět, že přezimovat v dostatečně hlubokých nádržích a jezírcích dokáže pouze klasický zlatý karas, ostatní jeho formy je třeba nechat přezimovat ve vnitřních prostorách (skleníky apod.) nejlépe při teplotách okolo 15° C. Zlatý karas i jeho další vyšlechtěné formy jsou ryby nenáročné na obsah kyslíku a kvalitu vody, jejich vzhled však logicky vynikne v kvalitním čistém prostředí. Karasi se dokáží v podmínkách venkovních nádrží úspěšně rozmnožit, což následně vede ke zhoršení podmínek prostředí v důsledku vyžírání zooplanktonu. Početnost jejich potomstva je vhodné kontrolovat přísazením několika okounů, kteří se o likvidaci potěru karasa postarají. Na 100 m² postačuje (v závislosti na počtu dospělých karasů schopných reprodukce) okolo 5 jedno- až dvouletých okounů. Často se pak stává, že jakmile dosáhnou okouni pohlavní dospělosti, v jezírcích se i vytřou. Jejich přemnožení však nehrozí, neboť kanibalismus je u nich velmi silně vyvinut a dospělí jedinci dokáží počty svého potomstva kontrolovat.

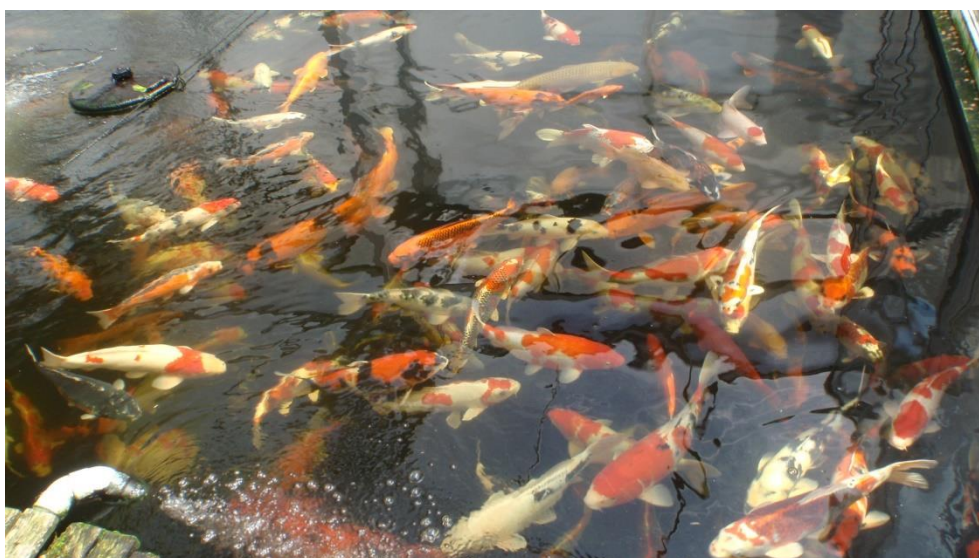


Obr. 2.21 Karas zlatý (*Carassius auratus*)



Obr. 2.22 Karas zlatý závojnata (*Carassius auratus* var. *bicaudatus*)

Dalšími odolnými rybami do podmínek okrasných nádrží a jezírek jsou kapři „koi“ (Obr. 2.23 a 2.24), jejichž nevýhodou je, že mohou dorůstat větších velikostí. Některé z jejich variet (např. ogon) dokáží v příznivých podmínkách (dostatečná hloubka) i přezimovat, u většiny je ale potřeba zajistit zimování mimo venkovní prostory. Koi kapři jsou na teplotu méně nároční než karas a dokáží přežít zimu i v teplotách okolo 10 °C, jsou však poněkud náročnější na koncentraci kyslíku ve vodě. K jejich přirozenému výtěru v podmínkách malých nádrží a jezírek nedochází.



Obr. 2.23 Kapr „koi“ (*Cyprinus carpio haematopterus*)



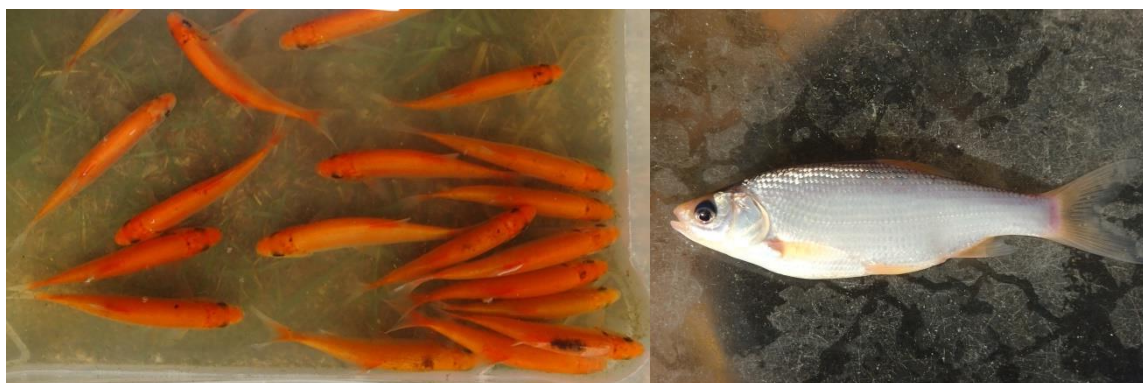
Obr. 2.24 Zlatí karasi a kapr koi (zámecký park Český Krumov 13.10.2017)

Pro potřeby okrasných Jezírek a nádrží byly vyšlechtěny barevné formy i jiných druhů – např. zlatý, modrý a alampický („bílý“) lín. Všechny formy jsou velmi nenáročné na chov i kvalitu vody a jejich nekontrolovaná přirozená reprodukce je v podmínkách malých nádrží jen velmi sporadická. Atraktivními rybami jsou i zlatý perlín (Obr. 2.25) a zlatý nebo modrý jelec jesen (*Leuciscus idus* aber. *orfus* – Obr. 2.26).

Do jezírek jsou vysazováni i mladí jedinci různých druhů jeseterů, z nichž někteří (jeseter malý *Acipenser ruthenus* – Obr. 2.27 nebo jeseter ruský *Acipenser gueldenstaedti*) jsou známi i v barevných (zlatá, albín) aberacích. Předností všech výše uvedených ryb je, že dokáží přečkat zimu v dostatečně hluboké nádrži či jezírku, optimálně s minimálním přítokem a tím i výměnou vody. Obecně platí, že ryby uložené k přezimování není vhodné v průběhu zimy jakkoli rušit.



Obr. 2.25 Zlatý perlín



Obr. 2.26 Zlatý jelec (*Leuciscus idus* var. *orfus*)



Obr. 2.27 Jeseter malý (*Acipenser ruthenus*)

3. Prokázané ověření v praxi

Ověření památkového postupu probíhalo na několika pilotních lokalitách, reálných vodních prvcích, a na soustavě poloprovozních nádrží napájených říční vodou v areálu VÚV TGM, v.v.i. v Praze Podbabě. Mezi pilotní lokality patřily následující památky: areál Květné zahrady a areál Podzámecké zahrady v Kroměříži, zámek v Lednici, zámek v Litomyšli, zámek v Rájci nad Svitavou, zámek v Ploskovicích, zámek v Českém Krumlově, areál kláštera v Oseku u Teplic, areál vesnické památkové rezervace v obci Krátká, areál vesnické památkové rezervace v Holašovicích.

V roce 2017 byl prováděn monitoring fyzikálně chemických a biologických parametrů vodního prostředí vodních prvků na zmíněných lokalitách, zahrnující i rozборы společenstev biosestonu, zooplanktonu a zoobentosu pro stanovení stupně eutrofizace vody, podmínek pro život ryb a pro stanovení jejich přirozené potravní základny. Tento monitoring byl doplněn o kontrolní průzkum stávajících rybích obsádek pomocí odlovu.

Pro rok 2018 byly s využitím zásad biomanipulace s rybími obsádkami a s využitím zkušeností se skladbou a chováním rybích obsádek na rybních a nádržích připraveny návrhy úprav / doplnění rybích obsádek. Po dohodě s provozovateli či majiteli jednotlivých vodních prvků bylo na jaře 2018 provedeno doplnění ryb o vybrané druhy ve stanovené velikostní kategorii a početnosti.

Během roku 2018 pak probíhal stejný monitoring jako v roce 2017 s cílem ověřit přínos biomanipulací s rybími obsádkami.

V letech 2018 a 2019 probíhalo testování s rybími obsádkami na výše uvedeném poloprovozu, modelovém řešení, okrasných nádrží v Praze Podbabě.

4. Seznam použité literatury

- Adámek, Z., 1998. Amur černý – *Mylopharyngodon piceus* (Richardson, 1845). Přehled. Buletin VÚRH Vodňany 34: 16–24.
- Adámek, Z., Vostradovský, J., Dubský, K., Nováček, J., Hartvich, P., 1995. Rybářství ve volných vodách. Victoria Publishing Praha, 205 s.
- Adámek, Z., Helešic, J., Maršálek, B., Rulík, M., 2010. Aplikovaná hydrobiologie. FROV JU Vodňany, 350 s.
- Adámek, Z., Maršálek, B., 2012. Bioturbation of sediments by benthic macroinvertebrates and fish and its implication for pond ecosystems: a review. *Aquaculture International*, 21(1):1-17.
- Balon, E.K., 1995. Origin and domestication of the wild carp, *Cyprinus carpio*: from Roman gourmets to the swimming flowers. *Aquaculture*, 129(1-4):3-48.
- Brönmark, C., Vermaat, J.E., 1998. Complex fish-snail-epiphyton interactions and their effects on submerged freshwater macrophytes. In: *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*. Springer, New York: 47-68.
- Cole, P., 1993. *The Art of Koi Keeping. A Complete Guide*. Colorcraft, Hongkong, 126 s.
- Ekolist, 2019. Chcete čistou vodu v rybnících? Pak nepomůže vyhnat rybáře a přestat chovat kapry, říká Jindřich Duras. <https://ekolist.cz/cz/publicistika/rozhovory/chcete-cistou-vodu-v-rybnicich-pak-nepomuze-vyhnat-rybare-a-prestat-chovat-kapry-rika-jindrich-duras>
- Hansson, L.A., Annadotter, H., Bergman, E., Hamrin, S.F., Jeppesen, E., Kairesalo, T., Luokkanen, E., Nilsson, P.A., Søndergaard M., Strand, J., 1998. Biomanipulation as an application of food-chain theory: constraints, synthesis and recommendations for temperate lakes. *Ecosystems* 1: 558–574.
- Hartman, P., Regenda J., 2014. *Praktika v rybníkářství*. FROV JU, Vodňany, 375 s.
- Hartman, P., Regenda, J., 2014. *Praktika v rybníkářství*, FROV JU, Vodňany, 375 s.
- Hrbáček, J., 1962. Species composition and the amount of zooplankton in relation to the fish stock. *Rozpravy ČSAV* 72, 10: 116 pp.
- Hule, M., 2003. *Rybníkářství na Třeboňsku. Historický průvodce*. Carpio, Třeboň, 251 s.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Kristensen, P., Søndergaard, M., Mortensen, E., Sortkjaer, O., Olrik, K., 1990. Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic, temperate lakes 2: threshold levels, long-term stability and conclusions. *Hydrobiologia* 200/201: 219–227.
- Jeppesen, E., Sammalkorpi, I., 2002. Lakes. In: Perrow, M., Davy, T., (Eds), *Handbook of Ecological Restoration, Volume 2: Restoration practice*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 297–324.
- Lusk, S., Vostradovský, J., 1978. Ryby a rybářské hospodaření na vodárenských nádržích. *Vertebratologické zprávy*: 20–28.

- Lusk, S., Heteša, J., Hochman, L., Král, K., 1983. Účelové rybí obsádky v údolních nádržích. Hydroprojekt, Brno, 109 s.
- Macháček, P., 2015. Vliv ryb na početnost vodních ptáků na Zámeckém rybníku v Lednici. Veronica 24(2): 13.
- Mehner, T., Benndorf, J., Kasprzak, P., Koschel, R., 2002. Biomanipulation of lake ecosystems: successful applications and expanding complexity in the underlying science. Freshwater Biology 47: 2453–2465.
- Mehner, T., Arlinghaus, R., Berg, S., Dörner, H., Jacobsen, L., Kasprzak, P., Koschel, R., Schulze, T., Skov, C., Wolter, C., Wysujack, K., 2004. How to link biomanipulation and sustainable fisheries management: a step-by-step guideline for lakes of the European temperate zone. Fisheries Management and Ecology 11: 261–275.
- Pokorný, J., Flajšhans, M., Hartvich, P., Kvasnička, P., Pružina, M., 1995. Atlas kaprů chovaných v České republice, Victoria Publishing, Praha, 69 s.
- Randák T., Slavík O., Kubečka J., Adámek Z., Horký P., Turek J., Vostradovský J., Hladík M., Peterka J., Musil J., Prchalová M., Jůza T., Kratochvíl M., Boukal D., Vašek M., Andreji J., Dvořák P., Just T., Blabolil P., Říha M., 2015: Rybářství ve volných vodách. FROV JU, Vodňany, 463 s.
- Randall, R.G., Minns, C.K., Cairns, V.W., Moore, J.E., 1996. The relationships between an index of fish production and submerged macrophytes and other habitat features at three littoral areas in the Great Lakes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 53: 35–44.
- Sedá, J., Kubečka, J., 1997. Long-term biomanipulation of Římov Reservoir (Czech Republic). Hydrobiologia 345: 95–108.
- Sedá, J., Hejzlar, J., Kubečka, J., 2000. Trophic structure of nine Czech reservoirs regularly stocked with piscivorous fish. Hydrobiologia 429: 141–149.
- Sweeney, M.E., 1994. A Basic Book of Goldfish. Look-and-Learn. T.F.H. Publications, 64 s.
- Štěch, L., 2007. Koi. Barevní japonští kapři. Alcedor, Zlín, 351 s.
- Šusta, J., 1997. Výživa kapra a jeho družiny rybníčné. Nové základy chovu rybníčného (původní vydání 1938). Carpio, Třeboň, 180 s.
- Teichfischer, B., 1988. Farbkarpfen. Urania Verlag, Leipzig, Jena, Berlin, 152 s.
- Urbánek, M. (ed.), 2015. Naše rybářství. Rybářskédružení ČR, České Budějovice, 247 s.
- Zajíček, R., 2017. Vývoj lokality PP Žebětínský rybník. Fórum ochrany přírody 3:48 – 49.
- Ziková, A., Kopp, R., Mareš, J., 2011. Změny kvality vody Zámeckého rybníka v závislosti na intenzitě rybářského hospodaření. In: Brtnický, M a kol. (eds): Degradace a regenerace krajiny. Krajina, těžba, půda, voda. Mendelova univerzita, Brno: 324 – 331.

Seznam autorských publikací předcházejících památkovému postupu

- Rozkošný, M., Kratina, J., Hudcová, H. Can we improve quality of culture heritage site water elements to be more attractive for visitors & in sustainable state? In Ing. Jitka Fialová, MSc., Ph.D. Public recreation and landscape protection - with sense hand in hand... Brno, 13. 5. 2019. Brno: Mendel University Press, Brno, 2019, s. 51-55. ISSN 2336-6311. ISBN 978-80-7509-659-3.
- Rozkošný, M., Dzuráková, M., Hudcová, H., Mlejnková, H., Petránová, A., Sedláček, P. Kvalita prostředí vodních prvků památkově chráněných areálů. VTEI, 2018, roč. 2018, č. 6, s. 40-47. ISSN 0322-8916.
- Rozkošný, M., Mlejnková, H., Hudcová, H., Petránová, A., Sedláček, P., Dzuráková, M. Rybníky a nádrže památkově chráněných areálů. In David, V., Davidová, T. Rybníky 2018. Praha, 14. 6. 2018. Praha: Česká technika - nakladatelství ČVUT, 2018, s. 128-136. ISSN 2570-5075.
- Rozkošný, M., Adámek, Z., Dzuráková, M., Hudcová, H., Mlejnková, H., Mlejnská, E., Petránová, A., Sedláček, P. Kvalita vodního prostředí rybníků a nádrží památkově chráněných zahrad, areálů a rezervací. In Tereza Davidová, Václav David Krajinné inženýrství 2017. MZe, Praha, 19. 10. 2017. Brno: Tribun EU, s.r.o., 2017, s. 163–175. ISBN 978-80-263-1341-0.
- Rozkošný, M., Hudcová, H., Mlejnková, H., Mlejnská, E., Petránová, A., Sedláček, P., Dzuráková, M. Water elements of cultural heritage and historical sites in the relationship to the landscape state and climate changes. In Ing. Jitka Fialová, MSc., Ph.D.; Dana Pernicová Public recreation and landscape protection - with nature hand in hand. Brno, 1. 5. 2017. Brno: Mendel University Press, Brno, 2017, s. 510-514. ISSN 2336-6311.

Seznam výzkumných prací využitých při zpracování památkového postupu

Pro zpracování památkového postupu byly využity také poznatky a výsledky získané autorským kolektivem při řešení předchozích a starších projektů. Jedná se zejména o následující projekty:

Forejtníková, M. a kol. Projekt DF12P01OVV035 „Identifikace významných území s kulturně historickými hodnotami ohrožených přírodními a antropogenními vlivy“. MK NAKI 2012 – 2015. VÚV TGM, NPÚ, ČGS, CDV, Mendlova univerzita v Brně.

Pavelková, R., David, V., Rozkošný, M., Fialová, M. Projekt QJ1220233 „Hodnocení území na bývalých rybníčních soustavách (vodních plochách) s cílem posílení udržitelného hospodaření s vodními a půdními zdroji v ČR“. NAZV MZe 2012 – 2015. UPOL, ČVUT, VÚV TGM, Ecological Consulting.

Šunka, Z. a kol. Projekt SP/2E7/73/08 „Identifikace antropogenních tlaků na kvalitativní stav vod a vodních ekosystémů v oblastech povodí Moravy a Dyje“. MŽP 2008 – 2010. VÚV TGM. DÚ 03 Rozkošný, Adámek: Antropogenní tlaky na vodní ekosystémy, vliv intenzifikace chovu ryb na jakost vody, eutrofizace vody.

OP Cíl 3 Evropská územní spolupráce Rakousko – ČR 2007 – 2013. Interreg IVC. Přeshraniční spolupráce v oblasti rybníkářství a rybníkářství Waldviertel – jižní Čechy.

Meziregionální spolupráce – INTERREG IVC. LakeAdmin – Regional administration of lake restoration initiatives.

5. Doporučení pro využití NPÚ

Památkový postup obsahuje poznatky a návody k řešení nevyhovujícího složení a množství či obecně k udržitelnosti rybí obsádky vodních prvků kulturních památek, památkových zón, rezervací, historických sídel. Zahrnuje návody ke sledování a hodnocení podmínek pro život ryb, návody k průzkumu obsádky, jejím úpravám a k využití pro zlepšení stavu prostředí vodních prvků, a to s ohledem na splnění kulturních, společenských a estetických funkcí vodních prvků.

Plánování uživatelé:

Územní památková správa, Národní památkový ústav, správci kulturních památek a historických objektů, samospráva historických sídel. Dále obecně orgány státní správy a samosprávy, odborné instituce, veřejnost, organizace zaměřené na kulturní a přírodní dědictví, firmy provádějící průzkumné práce, odběry vzorků, návrhy a rekonstrukce památkových objektů.

Informace a doporučení z památkového postupu mohou sloužit pro přípravu podkladů k jednání s nájemci vodních prvků, zejména rybníků, kteří na nich hospodaří a užívají je k rybochovným účelům, jak sportovně – rekreačního účelu, tak hospodářského za účelem tvorby zisku z lovu a prodeje ryb.

6. Odkaz na výzkumnou aktivitu

Předkládaný památkový postup vznikl za podpory Ministerstva kultury České republiky v rámci Programu aplikovaného výzkumu a experimentálního vývoje národní a kulturní identity (NAKI II), název projektu: „Neinvasivní a šetrné postupy řešení kvality prostředí a údržby vodních prvků v rámci památkové péče“, číslo projektu DG16P02M032.

7. Přílohy

Protokol o ověření památkového postupu

Ministerstvo kultury, Maltézské náměstí 1, Praha 1, odbor výzkumu a vývoje

Č.j. MK 13159/2020 OVV
Sp. Zn. MK-S 16381/2015 OVV

v y d á v á

OSVĚDČENÍ

č. 34

o uznání uplatněného památkového postupu
v souladu s podmínkami „Metodiky hodnocení výzkumných organizací a hodnocení programů účelové podpory
výzkumu, vývoje a inovací“

Název Památkového postupu: „Zásady udržitelnosti rybí obsádky vodních prvků kulturních
památek a historických sídel“

Autorský kolektiv: doc. RNDr. Zdeněk Adámek, CSc., Ing. Miloš Rozkošný, Ph.D., Ing. Hana
Hudcová, Ph.D., Ing. Josef Kratina, Ph.D., Ing. Pavel Sedláček


Příjemce podpory, na jehož základě byl památkový postup vytvořen: Výzkumný ústav
vodohospodářský T. G. Masaryka

Dedikace : Projekt Programu NAKI „Neinvazivní a šetrné postupy řešení kvality prostředí
a údržby vodních prvků v rámci památkové péče“
Identifikační kód DG16P02M032

Uživatelé památkového postupu v praxi:

- instituce spravující nemovitě kulturní dědictví,
- instituce provádějící péči a údržbu vodních prvků s rybími obsádkami památkově
chráněných objektů, areálů a zón,
- Územní památková správa,
- Národní památkový ústav,
- samospráva historických sídel s městskými či vesnickými památkovými rezervacemi a zónami,
- vlastníci památek (církev, nadace, fyzické osoby).

V Praze dne 20. 2. 2020


.....
Ing. Martina Dvořáková
ředitelka Oboru výzkumu a vývoje

