

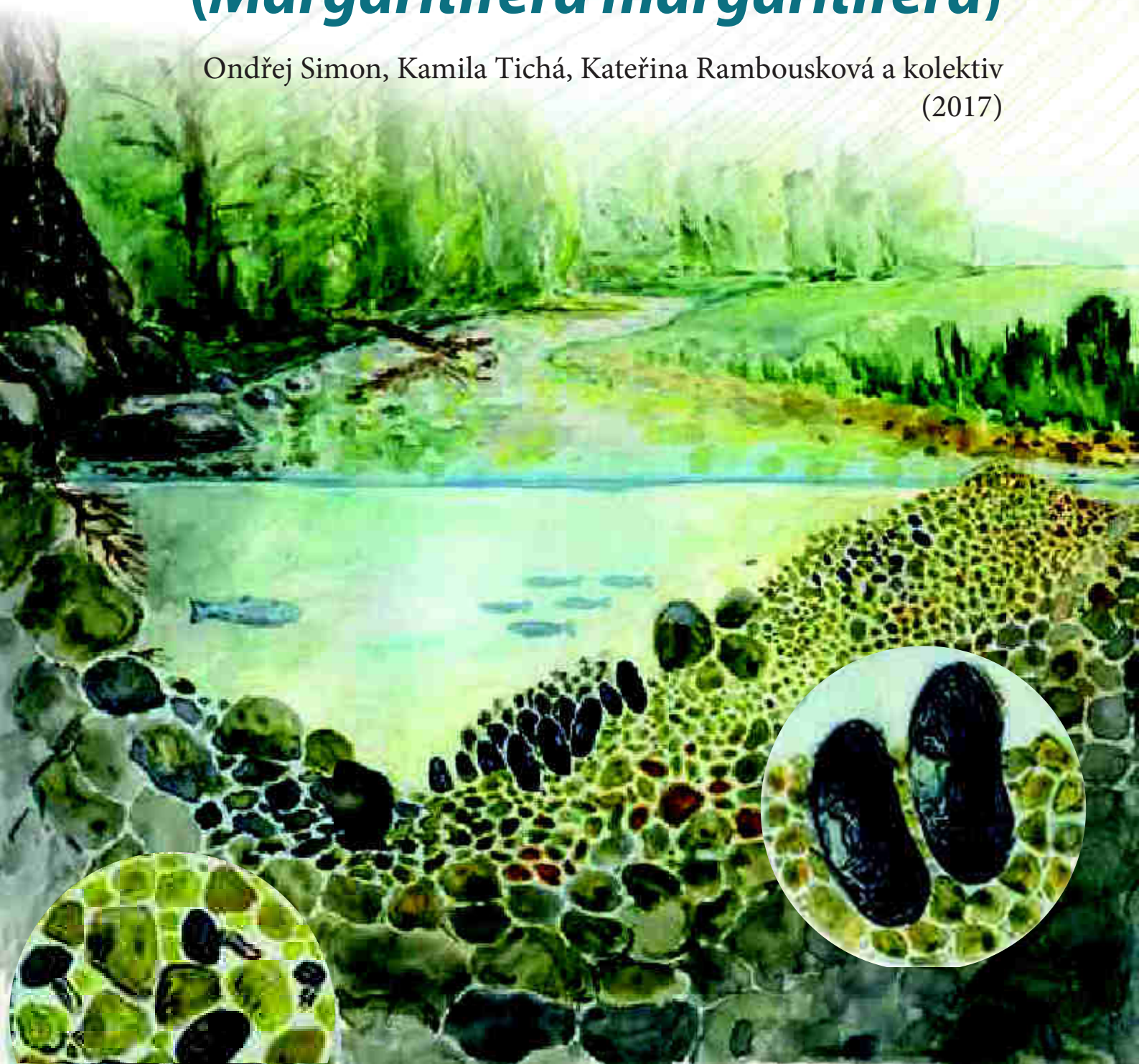


Česká zemědělská univerzita v Praze
**Fakulta životního
prostředí**

**VÚV
TGM**

Metodika podpory perlorodky říční (*Margaritifera margaritifera*)

Ondřej Simon, Kamila Tichá, Kateřina Rambousková a kolektiv
(2017)



Metodika podpory perlorodky říční (*Margaritifera margaritifera*)
byla zpracována pro Ministerstvo životního prostředí ČR za finanční podpory TA ČR.



Technologická
agentura
České republiky

Na projektu TB050MZP006 spolupracovali:

Výzkumný ústav vodohospodářský

T. G. Masaryka, v. v. i.

Podbabská 2582/30, 160 00 Praha 6

IČ: 00020711

220 197 111

www.vuv.cz



**Fakulta životního prostředí
Česká zemědělská univerzita v Praze**

Kamýcká 1176, 165 00 Praha 6

IČ: 60460709

224 384 351

www.fzp.czu.cz



Česká zemědělská univerzita v Praze
**Fakulta životního
prostředí**

Autoři:

Michal Bílý

Michaela Černá

Bohumil Dort

Jitka Horáčková

Jaroslav Hruška

Věra Kládiová

Kateřina Rambousková

Ondřej Simon

Jan Švanyga

Kamila Tichá

Alena Vydrová

Odborní recenzenti:

Tomáš Bodnár

Dagmar Brejšová

Ivana Buřková

Karel Douda

Tomáš Just

Michala Mariňáková

Robert Ouředník

Ondřej Spisár

Autorem kresby na přední straně obálky je Michal Bílý.

Není-li uvedeno jinak, autory fotografií a kreseb jsou členové autorského kolektivu této metodiky.

Doporučená citace:

SIMON O., TICHÁ K., RAMBOUSKOVÁ K. a kol. 2017: Metodika podpory perlorodky říční
(*Margaritifera margaritifera*). – MŽP ČR, Praha, 284 pp.

Metodika podpory perlorodky říční (*Margaritifera margaritifera*)

Ondřej Simon,
Kamila Tichá,
Kateřina Rambousková
a kolektiv

MŽP ČR

2017

Poděkování

Za pomoc při práci v terénu, shromažďování dat a dokončování textu děkujeme všem následujícím osobám (uváděným abecedně): Vojtěchovi Barákovi, Janě Dortové, Evě Haunerové (sazba textu), Zuzaně Hořické, Miriam Jandákové-Volfové, Anně Kladivové, Lucii Kubíkové-Pelákové, Josefu Majerovi, Michalovi Maňasovi (sazba textu), Milošovi Möhwaldovi, Vojtěchovi Mrázkovi, Lence Myslivečkové-Klánové, Karlu Novotnému, Josefu Rebecovi, Lindě Staponites, Ivaně Vaničkové, Janě Vejmelkové, Filipovi Wannerovi a Evě Zelenkové.

Děkujeme také lidem, žijícím v povodích s výskytem perlorodky říční, zejména starostům a zastupitelům obcí, lesním správcům a hajným, zemědělcům, rekreantům a všem, kteří nám doposud poskytovali zpětnou vazbu.

Úvodní slovo

Již celých 36 let uplynulo od doby, kdy se tehdejší vedoucí Správy CHKO Šumava, Miroslav Hána, obrátil na Český svaz ochránců přírody ve Volarech s žádostí o pomoc při zajištění ochrany perlorodky. V té době žilo v Blanici nad Husineckou přehradou 130 tisíc dospělých perlorodek, které na mnoha místech souvisle pokrývaly dno. Reprodukce však již více než 20 let stagnovala.

Přizvání zahraniční odborníci byli ohromeni dojmem z návštěvy této lokality a shodovali se v názoru, že nevidí žádný důvod k narušení reprodukce. Voda s příznivými parametry, vhodná rybí obsádka, na mnoha místech optimální struktura dna toku. K tomu převážně neobdělávaná říční niva a relativně malá osídlenost pramenné oblasti. To vše se zdálo být zárukou dobré funkce biotopu perlorodky. Na většině středoevropských lokalit bylo hlavní příčinou zániku populací perlorodek znečištění vody živinami – eutrofizace. Nezbylo než hledat skryté příčiny a opravdu to nebyla snadná práce.

Bylo potřeba do tohoto bádání zapojovat odborníky různých profesí, sledovat všechny děje, které v povodí probíhají, zřizovat pokusné plochy a zkoušet na nich vliv různých zásahů na fungování biotopu. Postupně se tento výzkum rozšířil na další české lokality s výskytem perlorodek, byly připraveny návrhy k vyhlášení chráněných území NPP Blanice, NPP Prameny Blanice, NPP Zlatý potok, NPP Lužní potok, NPP Jankovský potok, PP Malše a PP Bystřina a další části toků byly vřazeny do seznamu evropsky významných lokalit.

Na hlavní otázku, proč se již po několika desetiletí téměř neobjevují mladé perlorodky, si nakonec titi mlži dokázali sami odpovědět. Pomohl k tomu jejich polopřirozený odchov a důkladné sledování reakcí nejmladších stadií v přírodních a současně i modelovaných podmínkách pokusných ploch. Získané poznatky byly skutečně překvapivé a neočekávané. Reprodukce zdárně probíhá až do doby, kdy mladé perlorodky opustí hostitelské ryby. Pak vzniknou dvě možnosti. Nacházejí se v toku s větší organickou produkcí, kde se nemohou zahrabat do dna, protože není dostatečně prokysličené. Nějakou dobu rychle rostou, ale v pozměněném biotopu nemohou vytvořit dostatečně životaschopnou populaci. Tou druhou možností je, že se nacházejí v toku, který býval jejich historickým biotopem a zdánlivě se nezměnil. Voda i dno jsou čisté. Změnily se však potravní poměry, nedostačující k potřebnému růstu schránek, který musí být tak rychlý, aby předešel korozi. Koroze vápenaté schránky mlžů narušuje a je v těchto tocích přirozená. Něco je jinak a to něco se nedá snadno napravit.

Pozoruhodné je, že titi dlouhověcí mlži se v průběhu vývoje dokázali přizpůsobit životu ve studených, živinami velmi chudých vodách, které jiní živočichové neuměli dostatečně využít, a přesto zde vytvořili mohutné kolonie s ohromnou biomasou. Jejich přirozený areál se nachází v povodích potoků a řek na geologickém podkladu s velmi malým zastoupením vápníku, přestože vápník nutně potřebují pro své masivní vápenaté schránky. Bylo toho možné docílit jen tím, že svou existenci spojili s potravní nabídkou, která nemá původ ve vlastním toku, ale ve vegetaci a půdách povodí. To vše bylo úspěšné po řadu staletí, dokud vše nezvrátila acidifikace. Nejen ta způsobená dálkovými přenosy, ale i acidifikace půd vlivem změn skladby porostů a způsobů hospodaření.

*Můžeme pocítovat uspokojení nad tím, že právě v České republice se podařilo získat významné, do té doby neznámé poznatky z biologie těchto kriticky ohrožených mlžů a poznat hlavní příčiny stagnace jejich reprodukce v oligotrofních (živinami nezatížených) vodách. Může nás těšit prvenství ve vývoji a praktické realizaci záchranného odchovu perlorodek až do stadia plodnosti, v přímé vazbě na jejich přirozený biotop. Může nás uspokojovat, že jsme našli způsoby, jakými lze obnovit narušenou funkci perlorodkových povodí. **Mělo by nás však hodně zneklidňovat, že je stále v potřebné míře nedokážeme uvádět do života, zatímco zbytkové populace nám doslova mizí před očima. Proto vznikla i tato metodika, která může přispět k nápravě.***

Jaroslav Hruška

Obsah

1 Úvod a cíle metodiky	8
2 Životní cyklus perlorodky říční	10
3 Klíčové faktory ohrožující populace perlorodky říční	12
3.1 Eutrofizace vodních toků a širších oblastí povodí	12
3.2 Odvodnění a jiné meliorace na zemědělské a lesní půdě a s ní spojená erozní činnost v povodí	13
3.3 Regulace vodních toků	14
3.4 Nevhodný zemědělský a lesnický management a změny ve využívání krajiny	16
3.5 Masový turismus	17
3.6 Nevhodné rybářské hospodaření	18
3.7 Nevyhovující systém nakládání s odpadními vodami	19
4 Stav populací v ČR	20
5 Metodika postupů na zajištění potravní nabídky pro perlorodku říční speciálními revitalizacemi	22
5.1 Potravní nároky perlorodky říční	22
5.1.1 Potrava juvenilních a dospělých jedinců	22
5.1.2 Odchovné a reprodukční prvky a jejich vliv na potravní zásobení perlorodek	24
5.2 Charakteristika potravního detritu	27
5.3 Přírodní zdroje detritu	29
5.4 Kvalita potravního detritu pro perlorodku říční	31
5.5 Opatření na zlepšení zásobení toků detritem	34
5.6 Pokusné bioindikace srovnání přirozených, upravených a umělých druhů potravy	34
5.7 Zhodnocení efektu realizovaných opatření na kvalitu detritu	37
5.7.1 Dostupná data o výsledcích opatření na zlepšení kvality detritu	37
5.7.2 Srovnání odchovného prvku a hlavního toku metodou bioindikací pěti ročníků juvenilů	38
5.7.3 Srovnání ORP s dalšími místy v povodí	38
5.8 Shrnutí poznatků o potravních požadavcích perlorodky říční	40
6 Metodika odchovů perlorodek říčních	41
6.1 Současný stav poznání o odchovech perlorodky říční	41
6.1.1 Přehled odchovů unionidů ve světě	41
6.1.2 Přehled odchovů perlorodky říční v Evropě	42
6.2 Potrava perlorodek a dalších unionidů v přirozeném prostředí a v odchovech	46
6.3 Vysazování a monitoring následného přežívání vysazených mlžů	51
6.4 Postup odchovu	53
6.4.1 Invadování hostitelských ryb	53
6.4.2 Chov invadovaných ryb – řízená metamorfóza perlorodek	55
6.4.2.1 Zimní odchov	56
6.4.2.2 Jarní odchov	57
6.4.3 Odchovný cyklus juvenilních perlorodek Českou metodou dle J. Hrušky s výstupem 5000 juvenilních jedinců	57
6.4.3.1 Zimní odchov	57
6.4.3.2 Jarní odchov	60
6.4.3.3 Klíčový odchov juvenilních perlorodek 0+ až 5+ v toku	60
6.5 Opatření proti mísení odchovávaných populací	63

6.6 Ověření možnosti použití missourských kamenů pro odchov perlorodek	65
6.7 Vysazování a kontrola přežívání odchovaných juvenilních perlorodek	65
7 Metodika bioindikací	69
7.1 Přehled stavu poznání a rozsahu použití bioindikační metody pro perlorodku říční ve světě a u nás	69
7.2 Bioindikace v terénu (IN-situ)	71
7.2.1 Popis metody a postupů	71
7.2.1.1 Materiál a zařízení	71
7.2.1.2 Instalace, kontrola a sběr zařízení	72
7.2.1.3 Metody měření velikosti juvenilů	73
7.2.1.4 Postup provedení IN-situ bioindikace	77
7.2.1.5 Design pokusů (replikace, počty jedinců, doplňkové měření, lokality)	78
7.2.1.6 Vyhodnocení výsledků a jejich interpretace	79
7.2.2 Varianty bioindikací v terénu	81
7.2.2.1 Destičky versus klíčky	81
7.2.2.2 Pode dnem, nade dnem nebo ve volné vodě?	81
7.2.2.3 Doba expozice a roční období	84
7.2.2.4 Stáří a velikost juvenilních jedinců využívaných při bioindikacích	84
7.2.2.5 Hromadné versus individuální držení jedinců v bioindikačních zařízeních	88
7.3 Bioindikace v laboratoři (EX-situ)	89
7.3.1 Jak vypadá metoda laboratorních bioindikací?	89
7.3.2 Metoda odběru detritu pro bioindikace	89
7.3.2.1 Vzorkování deponovaného detritu	89
7.3.2.2 Vzorkování plaveného detritu	90
7.3.2.3 Vzorkování detritu z hyporeálu	91
7.3.3 Metoda laboratorních bioindikací v dózách dle Hrušky	92
7.3.4 Mikrometoda pro hodnocení detritu perlorodkami 1+	92
7.3.5 Shrnutí k metodám bioindikací	95
8 Zásady péče a využívání povodí s výskytem perlorodky říční	97
8.1 Zásady a doporučení pro lesní hospodářství	97
8.1.1 Lesní porosty	97
8.1.2 Nelesní pozemky	104
8.2 Zásady a doporučení pro myslivost	106
8.3 Zásady a doporučení pro zemědělce	108
8.3.1 Vhodné formy hospodaření	109
8.3.2 Pastevectví	109
8.3.3 Lukaření	112
8.3.4 Aplikace hnojiv	112
8.3.5 Doporučení pro orgány ochrany přírody k problematice zemědělského hospodaření	113
8.4 Zásady péče a doporučení pro rybáře	113
8.4.1 Posilování místních populací pstruha potočního	113
8.4.2 Udržování vhodného biotopu pro pstruha potočního	116
8.4.3 Zřizování staveb a vodních děl na toku	117
8.4.4 Doporučení pro orgány ochrany přírody k problematice rybářského hospodaření	117
8.5 Zásady péče a doporučení pro obce	117
8.5.1 Nakládání s odpadními vodami	117

8.5.2 Nakládání s pevnými odpady.....	120
8.5.3 Rekreační využití pozemků v povodí s perlorodkou.....	120
8.5.4 Cestní a jiná infrastruktura	120
8.5.5 Zásady a doporučení pro stavební činnost.....	121
9 Metodika lučního managementu v území s výskytem perlorodky říční	122
9.1 Perlorodka říční a rostlinný pokryv.....	122
9.2 Analýza ortofotomap a historické změny ve vývoji vegetace	123
9.3 Charakteristika biotopů jednotlivých evropsky významných lokalit	125
9.3.1 EVL Bystřina – Lužní potok.....	125
9.3.2 EVL Šumava – PP Vltavský luh.....	127
9.3.3 EVL Šumava – NPP Blanice	129
9.3.4 EVL Šumava – Zlatý potok	130
9.3.5 EVL Horní Malše	131
9.4 Metodický návod managementu v lučních biotopech a lužních lesích	131
9.4.1 V4A Makrofytní vegetace vodních toků.....	133
9.4.2 M1 Rákosiny a vegetace vysokých ostřic.....	134
9.4.3 R1 Prameniště	136
9.4.4 R2 Slatinná a přechodová rašelinště	142
9.4.5 T1 Louky a pastviny	145
9.4.6 T2 Smilkové trávníky	153
9.4.7 L2 Lužní lesy.....	157
9.4.8 Biotopy silně ovlivněné nebo vytvořené člověkem	157
9.5 Připomínky k problematice lučního managementu v perlorodkových povodích	160
9.6 Metodika speciálního lučního managementu funkčních ploch v rámci odchovných a reprodukčních prvků	160
9.6.1 Zřízení drnové zakládky.....	161
9.6.2 Kompostování.....	162
9.6.3 Převrstvení kompostu.....	164
9.6.4 Zpětná aplikace kompostu na funkční plochu.....	164
9.6.5 Využití kompostování při péči o maloplošná chráněná území	164
10 Speciální revitalizace, obnova vodního režimu a speciální opatření	166
10.1 Revitalizační opatření pro perlorodku	166
10.1.1 Stavební revitalizace toků	167
10.1.2 Popis stavební revitalizace toků, význam a vysvětlení, kdy je nutno stavební revitalizaci provést	169
10.1.3 Příklady konkrétních realizovaných revitalizací	171
10.1.3.1 Zbytinský a Sviňovický potok v povodí Blanice	171
10.1.3.2 Hučina, Žlebský a Jedlový potok v povodí Vltavy	171
10.1.3.3 Lužní potok.....	173
10.1.4 Parametry sledované a vyhodnocované v souvislosti se stavebními revitalizacemi.....	174
10.2 Odchovné a reprodukční prvky (ORP)	175
10.2.1 Popis ORP, jejich význam a popis realizace	175
10.2.2 Přehled realizovaných ORP	176
10.2.3 Provozní údržba ORP a sledované parametry	177
10.2.4 Problémy na ORP – současný technický stav, opravy a vylepšení.....	177
10.2.4.1 Povodně a ORP.....	179
10.2.4.2 Vysychání ORP	179

10.2.4.3 Vymrzání ORP	180
10.3 Zachytávání erozních splavenin.....	180
10.3.1 Sedimentační tůň	183
10.3.2 Vsakovací tůň	183
10.3.3 Polopropustné přehrážky	183
10.3.4 Drobná protierozní opatření	185
10.3.5 Příklady konkrétních realizovaných opatření na zachytávání erozních splavenin.....	185
10.3.5.1 Velká sedimentační tůň na Zbytinském potoce	185
10.3.5.2 Sedimentační rozlivy na Lučním potoce	187
10.3.6 Sledované a vyhodnocované parametry při realizaci protierozních opatření	189
10.4 Stabilizace erozních strží a erozí poškozených koryt.....	192
10.4.1 Typy opatření	192
10.4.1.1 Vrbo-olšové rošty.....	192
10.4.1.2 Částečné protékání uzávěra strže z kamene	192
10.4.1.3 Haťošterkové oživené válce	194
10.4.2 Příklady konkrétních realizovaných opatření, jejich popis a funkce.....	194
10.4.2.1 Haťošterkové oživené válce na Zbytinském potoce pod Zbytinami	196
10.4.2.2 Sledování vegetačních prvků	196
10.5 Stabilizace cenných meandrů	196
10.5.1 Možnosti při stabilizaci meandrů	200
10.5.1.1 Živé srubové konstrukce z vrb.....	200
10.5.1.2 Instalace živých kmenů.....	200
10.5.1.3 Opevnění z lomového kamene (oživené i neoživené)	202
10.5.1.4 Zprůchodňování vodotečí a čištění meandrů od zátarasů	203
10.5.2 Příklady konkrétních realizovaných opatření, jejich popis a funkce.....	203
10.5.2.1 Zpevnění meandru Blanice pod elektrovodem	203
10.5.2.2 Zpevnění meandru Blanice pod ústím Tetřívického potoka	203
10.5.2.3 Hlavní tok Blanice – oprava meandru u Arnoštova	207
10.5.3 Parametry sledované a vyhodnocované v souvislosti se stabilizací meandrů.....	207
10.6 Potravní, oteplovací a oddělovací prvky.....	208
10.6.1 Potravní stružky a strukturovaná koryta	208
10.6.2 Průtočné a neprůtočné tůň	212
10.6.3 Oddělovací prvky – rozliv do vegetace a zásak eutrofizovaných vod	212
10.6.4 Příklady konkrétních realizovaných opatření, jejich popis a funkce.....	214
10.6.4.1 Potravní a oteplovací prvky, strukturovaná koryta	214
10.6.4.2 Rozliv pod obcí Miletínky.....	214
10.6.4.3 Vsakovací tůň pod zářezem cesty přes PR Miletínky.....	214
10.6.5 Parametry sledované a vyhodnocované v souvislosti s potravními, oteplovacími a oddělovacími prvky	214
11 Literatura	216
12 Seznam použitých zkratk	224
13 Seznam příloh	226

1 Úvod a cíle metodiky

V České republice je perlorodka říční vyhlášena kriticky ohroženým zvláště chráněným druhem (vyhláška č. 395/1992 Sb.). Dle zákona č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny ve znění pozdějších předpisů je ochrana perlorodky říční zajišťována jednak zvláštní druhovou ochranou a jednak je také předmětem ochrany v různých chráněných územích, jako jsou např. zvláště chráněná území (ZCHÚ v různých kategoriích ochrany – přírodní památky, přírodní rezervace, národní přírodní rezervace aj.), nebo je předmětem ochrany v evropsky významných lokalitách (EVL) v rámci evropské soustavy chráněných území NATURA 2000. Již v roce 1999 byl zhotoven Záchranný program (dále jen ZP) pro perlorodku říční (ABSOLON a HRUŠKA 1999), na nějž v posledních letech navázal druhý revidovaný a upravený Záchranný program (AOPK ČR 2013a).

Vzhledem k tomu, že pouhá legislativní ochrana a snahy orgánů ochrany přírody (dále jen OOP) v rámci záchranných programů nestačí k zlepšení stavu současných populací perlorodky říční v České republice, neboť je zapotřebí i značná pomoc ze strany uživatelů pozemků kolem toků, obcí, zemědělců, lesníků, rybářů a dalších osob, je hlavním cílem celé této metodiky uvést veřejnost do problematiky a podpořit metodicky aktivity všech výše jmenovaných, kteří si často nevědí rady, jak se chovat v povodích a územích s výskytem perlorodky říční.

Perlorodka říční (*Margaritifera margaritifera*) je kriticky ohroženým druhem mlže, striktně vázaným na oligotrofní (živinami velmi chudé) toky. Ačkoliv dříve byla rozšířena v mnoha řekách v celé ČR, v současnosti splňují její požadavky na kvalitu vody pouze některé podhorské toky (**Obr. 1**) v podhůřích Novohradských hor a Šumavy a v Ašském výběžku. Perlorodka je druhem, jehož životaschopnost zásadně ovlivňuje nejen samotná kvalita vody v tocích, ale také celkový stav širšího povodí, jenž je dán způsobem zemědělského a lesnického hospodaření v krajině. Potřeby takto citlivého druhu se pak snadno dostávají do konfliktu s činnostmi a zájmy člověka, ačkoliv stačí všechny tyto aktivity provozovat či načasovat trochu jinak a zájmy člověka i perlorodky mohou být zcela v souladu. Následující text si klade za cíl shrnout a popsat na některých příkladech hlavní zdroje ohrožení vyplývající z lidských činností v perlorodkových povodích a zároveň chce vytvořit základní zásady péče a využívání povodí s výskytem perlorodky říční.

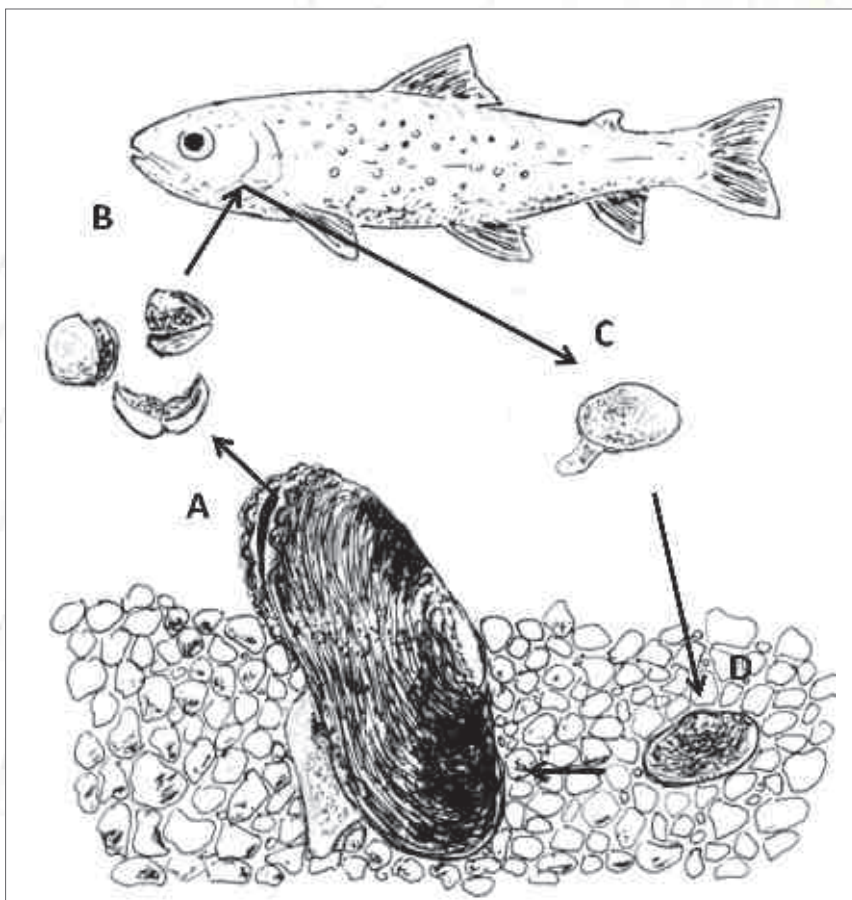
Autorský kolektiv uvítá jakékoliv připomínky k textu, které budou zohledněny při dalších vydáních.



Obr. 1. Ukázka přirozeného biotopu perlorodky říční na Teplé Vltavě na Šumavě (nad soutokem s Volarským potokem). Není-li uvedeno jinak, autory fotografií a kreseb jsou členové autorského kolektivu této metodiky.

2 Životní cyklus perlorodky říční

Rozmnožovací cyklus perlorodky říční je velmi složitý a prochází přes parazitární larvální stadium vyžadující hostitele (**Obr. 2**). Perlorodka říční je gonochorista (má oddělená pohlaví), ale jedinci žijící roztroušeně v toku mohou být hermafroditní (tj. obojího pohlaví). Na začátku letních měsíců vypouští samci do vodního prostředí velké množství spermií, které jsou následně nasávány přijímacím otvorem samic a dochází k oplození vajíček. Při hermafroditismu samic oplození proběhne v těle samice bez účasti samce (BAUER a WÄCHTLER 2001). Oplozená vajíčka se následně vyvíjejí v mezižaberní



Obr. 2. Rozmnožovací cyklus perlorodky říční. A – pohlavně dospělý jedinec perlorodky vyvrhující parazitické juvenilní stadium (glochidii), B – glochidie se přichycuje na žábry hostitelské ryby, kde metamorfuje, C – přibližně po roce dochází k odpadnutí juvenilní perlorodky z hostitele a následně k zahrabání do substrátu dna (D).

prostoru samičky do stadia invazní larvy – glochidie. Vývoj glochidie trvá přibližně 4 týdny (HRUŠKA 1999), potom dochází k vyvrhování glochidií volně do vody, obvykle v srpnu. Proces je ovlivněn teplotou vody, nutná je celková suma teplot 380 až 420 °C (HRUŠKA 2000). Následně jsou glochidie pasivně unášeny proudem a některé z nich se setkají se svým rybím hostitelem a uchytí se na jeho žaberní aparát (BAUER 1988). Jde o jednu ze dvou kritických fází reprodukčního cyklu, vyznačující se vysokou mortalitou vyvrhovaných larev. Historicky byl hlavním hostitelem a zároveň šířitelem perlorodky říční v Čechách losos obecný (*Salmo salar*), ale po vybudování vodních děl na Labi (zejména Střekova v roce 1936) jeho tah zcela ustal a nyní je jeho výskyt u nás pouze omezený. Aktuálně je jediným vhodným hostitelem v našich podmínkách pstruh obecný f. potoční (*Salmo trutta* m. *fario*) (DYK 1992).

Poté, co se glochidie uchytí v žaberním aparátu ryby, vytvoří cystu a započne metamorfóza na juvenilní, dospělci podobnou perlorodku. Celá parazitická fáze je tepelně řízená a trvá v podmínkách jihočeských toků okolo 11 měsíců. Po dokončení metamorfózy se juvenilní jedinec prořizne z cysty ven a vypadá z žaber hostitele na dno toku. V době uvolňování juvenilů a osídlování substrátu dna nastává druhá kritická fáze životního cyklu. Pokud nejsou splněny základní požadavky na kvalitu biotopu (teplota, příznivé složení substrátu dna, příznivé kyslíkové poměry v prostorách substrátu dna) nebo není k dispozici dostatečné množství kvalitní potravy, mladé perlorodky hynou. Tím dojde k přerušení celého reprodukčního cyklu i v případě, že jeho ostatní části (zrání glochidií, invaze hostitelské ryby a metamorfóza) probíhají úspěšně. Juvenilní perlorodky opouštějí hostitelské ryby při dosažení velikosti 0,3–0,5 mm (HASTIE a YOUNG 2003). Po dosednutí na dno se pomocí svalnaté nohy zahrabou do substrátu, kde setrvávají až do doby dosažení velikosti optimální pro pevné uchycení na povrchu dna. Dle zkušeností z České republiky (HRUŠKA 1999) žijí juvenilní jedinci ve dně 5 až 10 let a teprve ve starším věku postupně zaujímají stabilní pozici na povrchu. Je ale známo, že i starší kohorty jsou ve významné míře zanořeny do dna (**Obr. 3**). Nástup pohlavní dospělosti se liší podle dlouhověkosti populace (MEYERS a MILLEMAN 1977, YOUNG a WILLIAMS 1984). V našich podmínkách je to mezi 15. a 20. rokem života. Po nástupu pohlavní dospělosti nedosahují přírůstky perlorodek velikosti jako v předchozích letech, neboť většina energie je spotřebována na tvorbu pohlavních buněk. Délka života perlorodky říční v ČR v chladných horských polohách běžně přesahuje 100 let. Například na řece Blanici byli nalezeni nejstarší jedinci ve věku přesahujícím 110 let (SIMON a kol. 2015).



Obr. 3. Subadultní (dospívající) jedinec perlorodky říční s dosud velkými přírůstky, ukotvený v říčním substrátu.

3 Klíčové faktory ohrožující populace perlorodky říční

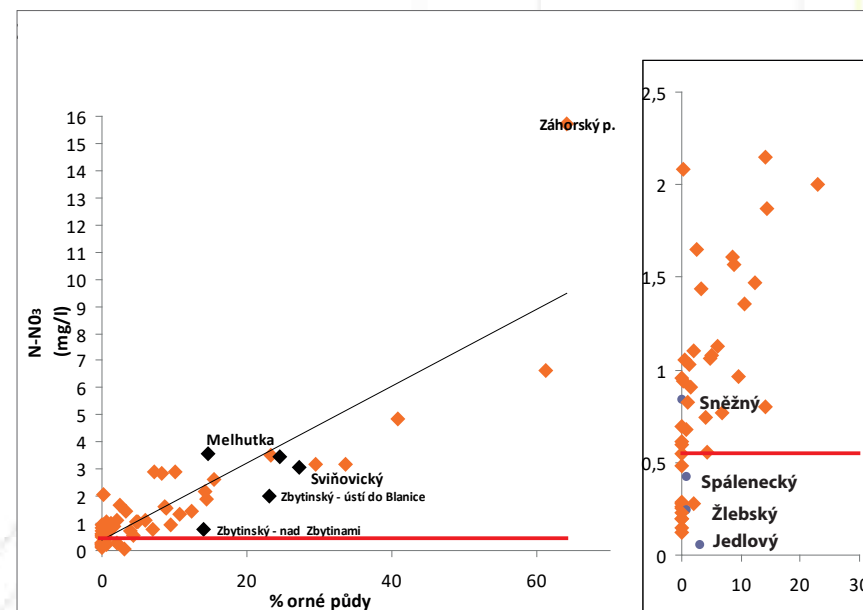
Faktorů, které ohrožují populace perlorodky říční, je hned několik:

- zátěž živinami (eutrofizace), způsobená hospodařením v okolí toků a v širších oblastech povodí
- odvodnění a jiné meliorace na zemědělské a lesní půdě a s nimi spojená erozní činnost v povodí
- regulace vodních toků
- nevhodný zemědělský a lesnický management a změny ve využívání krajiny
- masový turismus
- nevhodné rybářské obhospodařování
- nevyhovující systém nakládání s odpadními vodami

3.1 Eutrofizace vodních toků a širších oblastí povodí

Hlavním zdrojem zvyšování obsahu živin (dusíku, fosforu aj.) ve vodních tocích, tedy procesu eutrofizace, je kromě atmosférické depozice (ta se ovšem týká pouze dusíku) především zemědělská výroba. Ve vyšších nadmořských výškách, například na Šumavě, byla ke zvýšení zemědělské produkce v druhé polovině 20. století plošně používána minerální hnojiva, která ve srovnání se statkovými nemají dostatečnou schopnost se vhodným způsobem vázat na půdní komplex (VRBA a HULES 2007). Dochází tak k jejich vymývání do povrchových a podzemních vod (ZÁHORA a kol. 2011) a k umělému zvyšování množství živin v prostředí, jehož následkem je pak u perlorodek zvýšení míry úmrtnosti ve všech věkových kategoriích (ARAUJO a RAMOS 2006). Tento problém se zdaleka netýká pouze České republiky. V jedenácti z patnácti evropských zemí je eutrofizace považována za jednu z hlavních příčin poklesu početnosti perlorodek (BAUER a WÄCHTLER 2001, GEIST 2010). Proces eutrofizace však může zhoršovat časově i místně nevhodná aplikace organických statkových hnojiv, nevyhovující nakládání s odpadními vodami nebo intenzivní zátěž pastvin v povodí. **Obr. 4** ukazuje závislost množství dusičnanového dusíku ve vodě (pocházejícího především z hnojiv či exkrementů) na množství zemědělsky obhospodařovaných pozemků v povodí s výskytem perlorodky.

Jedním z nejzásadnějších eutrofizačních faktorů, limitujících přirozené rozmnožování perlorodky říční ve volné přírodě, je vysoký obsah rozpuštěných živin (zejména dusíkatých látek) ve vodním prostředí, a to v řádu miligramů, resp. mikrogramů v jednom litru vody. Limitní hladinou obsahu dusičnanů pro přežívání juvenilních stadií (mladých jedinců) je hodnota 2,5 mg/l NO_3^- (ABSOLON a HRUŠKA 1999). Řada autorů evropských záchranných programů pak uvádí hodnoty ještě nižší, např. 1,7 mg/l NO_3^- (LARSEN 2005) nebo 0,125 mg/l NO_3^- (DEGERMAN 2009). Další důležitou hodnotou je obsah fosforečnanů, případně celkového fosforu, kde je dle českého Záchranného programu (ABSOLON a HRUŠKA 1999) limitní hodnotou 35 $\mu\text{g/l}$ celkového fosforu. Ostatní limitní ukazatele lze nalézt v **Příloze 1**.



Obr. 4. Závislost množství dusičnanového dusíku pocházejícího ze zemědělské výroby ve vodě na podílu zemědělsky obhospodařované půdy v povodí ($n = 63$). Červená linie znázorňuje limitní hodnotu dusičnanového dusíku ve vodě (0,57 N-NO_3 mg/l) pro výskyt perlorodky. V pravé části grafu jsou znázorněna povodí (fialově), u nichž došlo k revitalizačním opatřením (extenzifikace pastvin, přeměna orné půdy v TTP apod.), a tím u většiny z nich i ke snížení obsahu dusičnanů ve vodě pod limitní hodnotu.

3.2 Odvodnění a jiné meliorace na zemědělské a lesní půdě a s nimi spojená erozní činnost v povodí

Původní stav krajiny se změnil v mnoha ohledech. Jednou z výrazných činností člověka v historicky dlouhotrvajícím hospodářském využívání půdy bylo vysoušení původně podmáčených stanovišť a mokřadů. Všude tam, kde se přirozeně podzemní voda dostávala na povrch v podobě slatiníšť nebo helokrenních prameníšť (pramenný mokřad, který nevytváří ani studánku, ani stružku přímo z vývěru), měl člověk tendenci snižovat hladinu podzemní vody nebo ji výrazně regulovat za účelem lepší dostupnosti pozemků a hospodářského managementu (**Obr. 5**). Takto bylo v minulosti v ČR odvodněno 1,1 mil ha (25 %) zemědělské půdy (MZE ČR 2012). Následkem toho patří dnes mokřady obecně k nejohroženějším biotopům v ČR. Kromě národní legislativy jsou proto chráněny i mezinárodními smlouvami, například tzv. Ramsarskou úmluvou z roku 1971 (v ČR ratifikovanou v roce 1990).

Na Šumavě v povodí Blanice a Zlatého potoka jsou helokrenní prameníště a stružky hlavním zdrojem detritu, jemného rozloženého organického materiálu, který slouží jako potrava pro juvenilní (mladá), subadultní (dospívající) i adultní (dospělá) stadia perlorodek. K jejich koloniím je splavován drobnými stružkami, potůčky a potoky, což je možné jen v místech dobré propojenosti celého povodí. Plošná meliorace luk a orné půdy svedla podzemní vodu hlouběji do trubních systémů, celkově ji



Obr. 5. Odvodněná pastvina ve Vyšném.

ochladila a znemožnila rozvoj mokřadní vegetace na povrchu. Kvůli tomu dochází mimo jiné k likvidaci potravních zdrojů perlorodky.

U lesních pozemků vedlo vybudování odvodňovacích kanálů a per k podpoře hloubkově erozních procesů, které jsou dnes na řadě míst pravidelným zdrojem velkého množství jemnozrnných splavenin. Jako příklad lze uvést horní tok Zlatého potoka, kde je významným zdrojem takového materiálu eroze na Lučním potoce pod Křišťanovem, nebo v povodí horní Malše její pravostranný přítok Kabelský potok. Erozní materiál následně sedimentuje v místech s výskytem perlorodky, zanáší intersticiální (vnitřní) prostory ve dně toku, které obývají její juvenilní stadia, a ještě navíc vytváří nestabilní pískové lavice nevyužitelné pro trvalé usazení adultních jedinců.

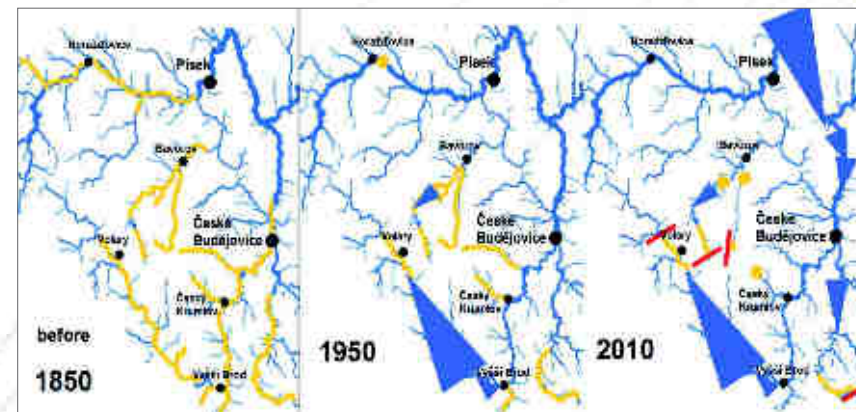
Nešetrný přístup k cenným mokřadním biotopům ovlivňuje nejen perlorodku, ale i reprodukční prostředí pstruha obecného jako jediného hostitele jejich larválních stadií a mnohé další vodní a mokřadní organismy.

3.3 Regulace vodních toků

Potřeba kontrolovat průtoky vody v potocích a řekách ze strany člověka sahá hluboko do historie. Ať už bylo důvodem plavení dřeva, výstavba vodních mlýnů a hamrů nebo později výroba elektřiny, lodní doprava či protipovodňová ochrana, člověk vždy zasahoval do přirozeného vývoje řek a potoků s cílem vodu ovládnout. Přitom právě morfologický charakter toků je pro perlorodku říční velmi důležitý. Z hydrodynamického hlediska záleží zejména na struktuře dnového substrátu, mozaice různých typů prostředí (mikrohabitátů) a proudových poměrech. Z fyzikálních parametrů je zásadní průběh teplotní křivky nebo nasycenost podříčního dna (hyporeálu) kyslíkem.

Výstavba přehradních nádrží, jezů a zdymadel měla dalekosáhlé důsledky zejména pro dynamiku vodních toků a jejich migrační propustnost. Výstavba vodního díla Vrané na Vltavě a zdymadla na Labi ve Strkově, jež byla obě dokončena v roce 1936, znamenala konec migrace lososa obecného,

hlavního hostitelského druhu perlorodky. Přehradní nádrž v Husinci z roku 1939 přerušila říční kontinuum na horním toku Blanice a znemožnila komunikaci populací perlorodek a pstruhů nad a pod přehradou. Výstavba nádrže Lipno a celé Vltavské kaskády významně pozměnila proudové poměry a dynamiku v celém toku Vltavy, a tím i druhové složení rybí obsádky. Všechny tyto úpravy měly za následek zásadní změnu podmínek jak pro samotnou perlorodku, tak zejména pro jejího hostitele, pstruha obecného (Obr. 6).



Obr. 6. Postupný zánik populací perlorodky říční (žlutě značené úseky) v jižních Čechách vlivem znečištění vod a výstavby vodních děl na tocích (modré trojúhelníky). Červeně je označena horní výšková hranice rozšíření tohoto druhu, která je dána především nízkou teplotou výše položených úseků toků (Simon a kol. 2012).

Některé aspekty regulace vodních toků mohou přinášet pro ochranu a podporu perlorodky říční i dílčí pozitivní efekty. Například výstavbou mlýnských náhonů vznikla v minulosti celá řada přírodních blízkých stanovišť s vhodným substrátem a kontrolovanými hydrologickými podmínkami, vyhovujícími jak adultním perlorodkám, tak i hostitelským rybám. Jako příklady mohou sloužit náhon rybníka Šebelů v Husinci na Blanici, kde stále přežívá zbytková populace perlorodek, nebo náhon u Forkova mlýna na Zlatém potoce v Kralovicích, využívaný jako dočasné útočiště při záchranných transferech.

Mlýnské i jiné náhony zadržovaly juvenilní i adultní perlorodky, splavované říčním proudem, čímž zde docházelo k velké koncentraci těchto mlžů. Náhony samy však nebyly schopné zajistit v potřebné míře podmínky pro reprodukci. V minulosti byly snahy zřizovat tzv. náhonové rezervace, kde se pak měla perlorodka množit. Nikde u nás ani v zahraničí však tohoto efektu nebylo dosaženo. To se týká i Horažďovického náhonu na Otavě, kam byly sneseny perlorodky z řeky k ochraně před pytláky a údajně se zde „nebývale rozmnožily“. Tyto zprávy však nebyly ničím seriózně doloženy. To potvrdil též V. Dyk, který se perlorodkou zabýval od čtyřicátých let 20. století a zpočátku též zřizování těchto náhonových rezervací doporučoval, společně se zarybnováním střevlí a vránek jako údajnými hostiteli glochidií, což se také ukázalo jako mylné (Dyk 1947, 1992).

Vhodným prostředím pro perlorodky jsou také polopřirozená boční koryta, tzv. odchovné a reprodukční prvky (ORP) budované v rámci Záchranného programu perlorodky říční právě za účelem efektivní kontroly prostředí pro nejranější stadia odchovávaných perlorodek. Všechna tato technická

díla představují jakési záchranné prvky při extrémních stavech vody v hlavních tocích a při zajištění pravidelné vhodné péče podporují přirozené přežívání druhu na konkrétní lokalitě.

Z dlouhodobého hlediska se však jedná o nestabilní součásti říční sítě. V současnosti celá řada historicky funkčních útočišť zaniká kvůli jejich postupnému stárnutí nebo naopak jejich technické obnově za účelem využívání vody pro malé vodní elektrárny apod. (např. přestavba náhonu ve Vitějovicích).

3.4 Nevhodný zemědělský a lesnický management a změny ve využívání krajiny

Hlavní oblasti dnešního výskytu perlorodky říční (podrobněji viz kapitola 4), tedy podhůří Šumavy a Novohradských hor, případně Trojmezí v Ašském výběžku, byly před druhou světovou válkou poměrně intenzivně zemědělsky obhospodařovány. Charakter předválečného využívání krajiny se však diametrálně lišil od toho poválečného jak v hrubosti krajinné mozaiky, tak i v intenzitě a struktuře zemědělské a lesnické výroby. Dramatické změny ve využívání krajiny dokládají četné studie a publikace, jako např. práce BÍLEHO a kol. (2008) nebo SKOKANOVÉ a kol. (2012). Původně jemná mozaika drobných políček, luk a pastvin byla po vysídlení pohraničí převedena do větších komplexů, meze rozorány a mnoho pastvin přeměněno v intenzivně obdělávaná pole. Řada historického bezlesí samovolně zarostla náletem nebo byla cíleně zalesněna zejména smrkem. Ve většině případů tak došlo k opětovnému rozšíření lesních porostů a zalesnění člověkem dříve odlesněných říčních niv. Důsledkem tohoto procesu je však znatelné **ochlazení celých povodí**, kdy aktuální průběh teplotní křivky neodpovídá limitu pro přirozenou reprodukci perlorodek, tj. teplotám nad 15 °C v souvislé desetidenní periodě (ABSOLON a HRUŠKA 1999). Teplota vody je problémem například na Zlatém potoce nad Frantoly nebo v Malši nad Cetvinami. Blíže je problematika vlivu nízké teploty vody na perlorodku rozebrána v **Příloze 2**.

Změna poválečného využívání bezlesí vedla mimo jiné také k postupné degradaci pásrkových a lipnicových luk na ostřicová lada, což, jak uvádějí BLAŽKOVÁ a HRUŠKA (1999) nebo BLAŽKOVÁ (2010), vede k nežádoucím změnám ve složení, kvalitě a dostupnosti detritu z odumřelé rhizosféry (kořenů) těchto lučních porostů. Perlorodky pak následně přicházejí o potravní zdroje. Detailně se vegetaci a problematice detritu věnují kapitoly 5 a 6.

V posledních dvou dekadách došlo k částečnému napravení situace v oblasti struktury zemědělské výroby, kdy se řada nevhodně obdělávaných polí proměnila zpět v pastviny. Zde však vyvstal jiný problém a ten se týká **včleňování pramenišť a drobných vodních toků do pastevních areálů skotu**, kde dochází nejen k likvidaci biologicky cenných stanovišť, ale i k přímému ohrožení kolonií perlorodek zákalem a fekáliemi. Takto bylo zničeno například jedno z pramenišť pod Křišťanovem v povodí Zlatého potoka v roce 2013. Správný příklad vyplocení drobného toku, které může těmto problémům snadno zabránit, je znázorněn na **Obr. 7**. Nebezpečné mohou být také například jímky při trvalém ustájení dobytka v těsné blízkosti toku s perlorodkami, jako je tomu v obci Pastviny na Ašsku, nebo kejrování luk či vyvážení digestátu a fugátu z bioplynových stanic (např. v Chrobolech v povodí Zlatého potoka). Obdobně negativně působí nevhodné umístování slanisek, medicínálních lizů, příkrmů a újedí na pramenišť a do blízkosti toků v rámci běžné myslivecké praxe. Ohrožení pro významná mokřadní společenstva spočívá především ve vyšší míře eutrofizace a mechanickým poškození půdního povrchu a vegetace způsobenými soustředěním zvěře, případně ve vnášení ruderalních a nepůvodních druhů rostlin v podobě semen obsažených v krmivech.

V roce 2009 bylo ze strany České inspekce životního prostředí vydáno rozhodnutí, kterým byly vojenským lesům a statkům, s. p., detailně stanoveny podmínky pro těžbu dřeva, jeho přibližování,

skládování a povýrobní úpravy a pro použití dopravních tras a obnovu odvodňovacích stok v ochranném pásmu národní přírodní památky Blanice ve vojenském újezdu Boletice. Důvodem bylo někde až desetinásobné překročení limitních hodnot pro vybrané ukazatele kvality vody v Blanici a jejích přítocích vzhledem k limitům stanoveným pro perlorodku říční (toky odpovídaly hnilobným vodám s obsahem fenolů, fosforu a amoniaku), což bylo důsledkem nevhodných pracovních postupů při sanaci škod po orkánu Kyrill. Naplňováním podmínek tohoto předběžného opatření a důslednou vnitřní kontrolní činností dosahuje nyní tento hospodářský subjekt vysokých standardů při ochraně biotopu perlorodky i jakosti odtékající vody v EVL Boletice. Tento případ poukázal na potřebu šetrného přístupu při lesnickém hospodaření s důrazem na ochranu pramenišť a jemné říční sítě, zejména v podmačených oblastech.

Současný stav povodí v jihočeském regionu byl zdokumentován plošným vzorkováním na jaře roku 2016. Zahrnuty byly 3 hlavní skupiny povodí: (A) lidskou činností narušená povodí s výrazným vlivem splachů ze zemědělské půdy, eroze a odvodňovacích systémů, (B) povodí s dosud zachovalým oligotrofním (živinami chudým) přirozeným charakterem, a (C) povodí, kde se díky zavedení účinné ochrany podařilo dosáhnout zlepšení zpět na úroveň živinami chudého toku. Vliv způsobu využití území na chemismus vody v perlorodkových povodích je graficky znázorněn v **Příloze 3**. Na základě nasbíraných dat je evidentní, že v povodích v CHÚ, kde se přestalo intenzivně hospodařit, se kvalita vody již zlepšila natolik, že opět splňuje velmi přísné nároky perlorodky říční. Snižily se koncentrace dusičnanů a fosforečnanů, stejně jako konduktivita (vodivost; tedy celková koncentrace iontů ve vodě), a klesla i koncentrace ve vodě rozpuštěného vápníku. Vápník je sice pro perlorodku potřebný kvůli stavbě schránky, ale pouze ve formě navázané na organické částice, jež přijímá v potravě.



Obr. 7. Správné začlenění toku revitalizovaného Sviňovického potoka do pastevního areálu s plným vyplocením koryta a okolního pásma.

3.5 Masový turismus

Turismus má celosvětově rostoucí trend a v České republice tomu není jinak. Dlouhodobě řídké osídlené oblasti tak dnes často prožívají nebyvalé oživení, které jde nutně ruku v ruce s rozvojem turistické infrastruktury a zvyšováním tlaku na přírodní zdroje. Z pohledu ochrany perlorodky říční je oblast Ašského výběžku stranou tohoto zájmu. Také horní Malše nebo horní Blanice nepatří mezi hlavní turistické cíle. Jiná situace ovšem panuje na Teplé Vltavě. Tato řeka protéká první zónou národního parku Šumava a je oblíbeným cílem jak vodáků, tak rybářů. Jak ve své studii uvádějí SIMON a KLADIVOVÁ (2006), v roce 2005 například splulo Teplou Vltavu v úseku Soumarský most – Pěkná více jak 10 tisíc lodí s denním maximem 400 a hodinovým maximem až 120 plavidel. Tato extrémní zátěž se

pak nutně projevila na stavu celého ekosystému řeky, kde kromě nekontrolovaného pohybu turistů v první zóně NP a hromadění odpadků docházelo k silnému poškozování porostů vodních rostlin (makrofyt), které jsou v této řece hlavním zdrojem detritu pro perlorodku říční (HRUŠKA 1996, DORT 2009). V současné době je splouvání již několik let regulováno. Správou NP Šumava jsou stanoveny jak limitní výška vodní hladiny pro splouvání na vodočtu na Soumarském mostě, tak hodinová a denní maxima lodí v sezóně a poplatky za průvodce. Systém se osvědčil a je dlouhodobě funkční.

Perlorodku říční lze jistě považovat za tzv. deštníkový druh oligotrofních povodí, z jehož ochrany profituje celá řada dalších organismů. Perlorodku můžeme pokládat i za jakési erbovní zvíře, jehož ochranu lze prezentovat veřejnosti a populárně naučnou formou ji tak vzdělávat v oblasti biologie, ekologie a ochrany přírody. Je však třeba dobře a citlivě volit míru zpřístupňování informací o lokalitách s výskytem perlorodky veřejnosti, neboť se veškerá snaha o její ochranu může nakonec obrátit proti ní, jak ostatně dokládá případ Lužního potoka z německé strany, kde po zpřístupnění konkrétní lokality a osazení informační tabule došlo v důsledku nelegálního sběru a manipulace s jedinci k postupnému zániku celé jedné místní kolonie.

3.6 Nevhodné rybářské hospodaření

Jednou z dalších příčin ohrožení životaschopnosti populací perlorodky říční může být i nedostatek vhodných hostitelů pro vývoj larválních stadií. V podmínkách České republiky je v současnosti hostitelskou rybou pro glochidie (larvální stadia) perlorodky pouze pstruh obecný f. potoční (*Salmo trutta m. fario*). Během dlouhého společného vývoje obou druhů vznikla silná vazba mezi parazitem a hostitelem, jejíž specifita roste s geografickou blízkostí obou populací (GEIST a KUEHN 2005). Tuto křehkou vazbu pak může narušit například zavlečení nepůvodních linií pstruhů nebo zarybňování vod jinými nepůvodními lososovitými rybami, jako například pstruhem duhovým (*Oncorhynchus mykiss*). Takovéto introdukce mohou narušit čistotu genofondu původní linie pstruha a v důsledku odlišné imunitní reakce ryb po přisednutí glochidií na žábry pak i nepřímo ohrožovat populaci perlorodky říční. Studie v Německu (ALTMÜLLER a DETTMER 2006) a v Norsku (LARSEN 2005) totiž prokázaly nejvyšší úspěšnost parazitární invaze u pstruhů z povodí, odkud pocházeli i jedinci perlorodky říční, tedy na pstruzích z místní populace. Na Blanici a v Teplé Vltavě se naštěstí k zarybňování používají místní šumavské linie pstruhů.

Zásadním problémem může být také nízká početnost hostitelských ryb na lokalitě. Ta snižuje úspěšnost přisednutí glochidií a tím i celkovou úspěšnost přirozené reprodukce perlorodek. Proto je vhodné maximálně podporovat přirozenou reprodukci původních pstruhů. Nedostatkem hostitelských ryb dlouhodobě trpí například Teplá Vltava.

Výstavba vodních nádrží a rybníků v povodí může také silně ovlivnit rybí společenstvo. Takto je tomu nad údolní nádrží Lipno, kde v jarním období dochází k vytahování bolena a jelce tlouště proti proudu řeky Vltavy a následnému konkurenčnímu a predančnímu vytlačení místních pstruhů do drobnějších přítoků. Výsledkem je pak absence pstruhů v hlavním korytě v době vypouštění glochidií (HLADÍK a kol. 2015). Také výstavba rybníků v povodích s perlorodkou negativně ovlivňuje celý systém, ať už se jedná o zanášení dna jemným bahnem nebo úniky kaprovitých a okounovitých ryb do pstruhového pásma. Takto je tomu vlivem několika rybníků na bavorské straně hranice například na Lužním potoce na Ašsku. Výstavbou průtočných rybníků navíc na tocích vznikají nové neprostupné bariéry, které jsou překážkou jak pro přirozenou migraci ryb, tak i pro drift (pasivní unášení proudem) adultních jedinců perlorodek. Veškeré průtočné nádrže navíc zachycují organický detrit, který se tvoří v pramenné oblasti a je potravou perlorodek nezbytnou k optimálnímu vývoji jejich juvenilních stadií.

Rybářské hospodaření a vzájemné interakce populací lososovitých ryb a místních populací perlorodky nejsou v této metodice dále podrobněji rozváděny, neboť k tomuto důležitému tématu připravuje MŽP ČR zpracování speciální metodiky.

3.7 Nevyhovující systém nakládání s odpadními vodami

V souvislosti s hospodářským rozvojem společnosti se postupně zvýšilo i množství cizorodých látek vstupujících do vodního prostředí. Toxické znečištění vod způsobné rozvojem manufaktur a průmyslu již v 19. století postupně zničilo většinu historických lokalit perlorodky říční v českých zemích (SIMON a kol. 2015). Zcela tak zanikly populace v nižších polohách řek Otavy a Vltavy, kde se původně nacházelo těžiště areálu druhu (DYK 1992). V druhé polovině 20. století se tento jev rozšířil i do dosud málo postižených pramenných oblastí těchto toků.

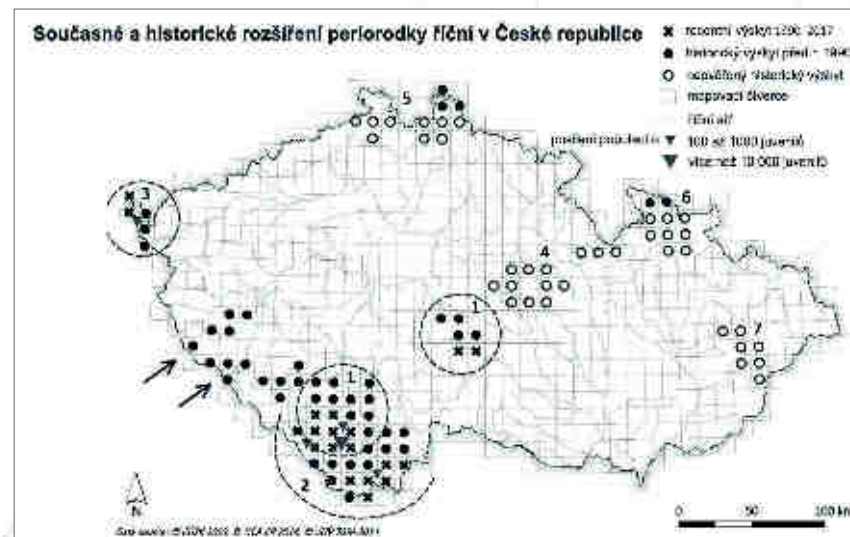
Za hlavní skupiny znečišťujících látek lze považovat průmyslové odpadní vody (s přímým toxickým účinkem), toxické kovy a specificky působící látky jako jsou pesticidy nebo léčiva. Kovy se ve vodě vyskytují v toxických i netoxických formách, přičemž míra jejich toxicity pro sladkovodní měkkýše je dána zejména hodnotou pH (BUDDENSIEK a kol. 1993). Obecně platí, že juvenilní perlorodky jsou vůči toxickým frakcím kovů citlivější než dospělci, proto může docházet k situaci, kdy je na lokalitě početná dospělá populace schopná rozmnožování, ale juvenilní ročníky chybějí.

Odpadními vodami s vysokou konduktivitou a epizodicky vysokými hodnotami amoniaku znečišťuje Teplou Vltavu například Volarský potok. V roce 2014 se zde podařilo doložit pomocí bioindikací a vzorkováním vody souvislost mezi zvýšením koncentrace amoniaku nad 1 mg/l NH_4 a 100% úhynem juvenilních perlorodek (ČERNA a kol., v tisku). Podobně přinášel odpadní vody také Zbytinský potok do toku Blanice. Významnou pozitivní změnou bylo v tomto případě, jak uvádějí SIMON a kol. (2010), vybudování ČOV s dočišťovacími a retenčními rybníky v obci Zbytiny. V současné době byl v dolní části Zbytinského potoka doložen dobrý růst i vysoká míra přežívání juvenilních perlorodek (viz kapitola 5.7).

4 Stav populací v České republice

České populace perlorodky říční postupně vymřely již na více než 95 % původního historického areálu svého rozšíření v ČR, přičemž poslední lokality výskytu hostí již jen nepatrné zbytky původních milionových kolonií (MATASOVÁ a kol. 2013, SIMON a kol. 2015). Příčin tohoto masivního vymírání je v České republice i ve světě více, jak detailněji popisuje kapitola 3. Patrně nejvíce perlorodkových řek zničilo vypouštění odpadních vod z měst a průmyslu. Na menších tocích pak vedly k vymření nebo velkému snížení počtů jedinců změny hospodaření v krajině, napřimování toků, jejich zatrubňování a obecně zanedbaná péče obyvatel a místních samospráv o čistotu vody (DYK 1947, 1992, HRUŠKA 1991, FLASAR 1992) – viz také **Obr. 8a**.

V současnosti se poslední české populace perlorodky říční vyskytují v povodích šesti řek vesměs v pohraničních oblastech, a to na Blanici, Teplé Vltavě, Zlatém potoce a Malši v jižních Čechách, dále na Lužním potoce v Ašském výběžku a na Jankovském potoce na Českomoravské vrchovině (**Obr. 8b**). Perlorodka se zde nevyskytuje proto, že by byla typickým druhem podhorských a horských řek, nýbrž z toho důvodu, že právě tyto toky jsou na našem území v současnosti jediné a poslední, které jí ještě vyhovují z hlediska chemismu vody, ačkoliv v ostatních parametrech prostředí jí tyto toky neposkytují optimální podmínky (nevyhovující teplotní poměry vodního prostředí, vysychání koryta, povodně,

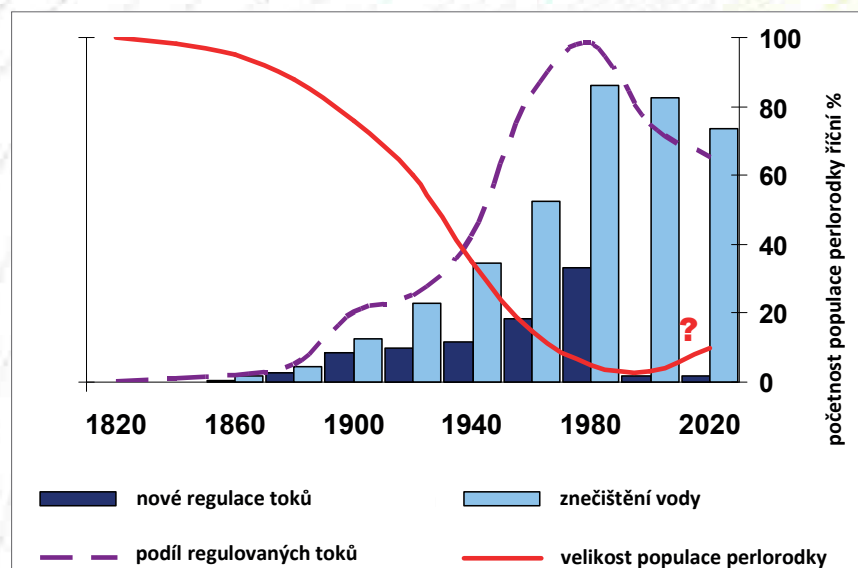


Obr. 8b. Současné a historické rozšíření perlorodky říční v České republice (převzato a upraveno podle SIMONA a kol. 2015). Oblasti v současnosti již vymřelých populací a nejistých historicky uváděných lokalit výskytu perlorodky říční: (4) Orlice, Doubrava, Chrudimka; (5) Lužická Nisa, Ploučnice; (6) Kladská Nisa; (7) Bečva. Oblasti s recentním výskytem perlorodky říční: (1) Blanice, Zlatý potok, Teplá Vltava, Jankovský potok; (2) Malše a část Teplé Vltavy; (3) Lužní potok, Bystřina (povodí Sály – Saale). Šipky při JZ hranici ČR ukazují na hraniční toky Švarcava, Kouba a Kamenný potok (povodí Dunaje), které tečou z České republiky do Bavorska, resp. Německa, a v nichž se stále ještě perlorodky vyskytují.

ledové jevy, eroze, nedostatečná stabilita dna apod.). Současné zbytkové populace perlorodek tedy nežijí v prostředí, které by odpovídalo historickému rozšíření s optimálními podmínkami, nicméně, vzhledem ke stavu člověkem silně ovlivněné středoevropské krajiny, představují v současnosti zbytky oligotrofních toků v málo obydlených podhorských oblastech jediné možné útočiště, kde je tento kriticky ohrožený druh ještě schopen přežít.

V ČR byly nalezeny tři geneticky zřetelně odlišné typy perlorodky říční (*Margaritifera margaritifera*) jak uvádějí SIMON a kol. (2015). Každá z těchto populací je nazývána podle místa jejího hlavního výskytu (**Obr. 33**) jako – Sálská (povodí řeky Saale na Ašsku), Blanická (potoky a řeky v povodí horní Vltavy a Blanice) a Malšská (dvě větší řeky – Malše a horní Vltava nad Lipnem). Tyto místní typy perlorodek (označované také jako ochranné jednotky) jsou přizpůsobené životu v konkrétních řekách a **nesmějí být při odchovech ani záchranných přenosech smíchány**.

Stejně jako lidé v uplynulém století přišli o možnost napít se z potoka či řeky, i perlorodka říční přišla o velkou část svého přirozeného areálu. Právě celkové revitalizace toků a s nimi spojené změny vodního režimu v perlorodkových povodích otevírají perlorodkám nové možnosti na přežití a příštím generacím lidí dávají možnost těšit se z jejich přítomnosti. Z pragmatického úhlu pohledu však všechna tato opatření na udržení stávajícího rozšíření perlorodky směřují také k záchraně našich ubývajících zdrojů pitné vody.



Obr. 8a. Souvislost mezi vymíráním perlorodky v českých zemích v minulých dvou stech letech a mírou znečištění vody a regulace toků. Znečištění sice mnohdy rychle klesá, toky ale zůstávají regulované (v současnosti je nějakým způsobem regulována velká část říční sítě v ČR, velká část je i zcela zničena zatrubněním). Podíl regulovaných toků z celé délky říční sítě je včetně primárních pramenných stružek (expertní odhad). Znečištění je vztaženo k maximální zátěži říční sítě v druhé polovině 80. let, chápané jako 100 % (expertní odhad), do zlepšení jsou zahrnuty i přirozené renaturace a jejich efekt na čistotu vody.

5 Metodika postupů na zajištění potravní nabídky pro perlorodku říční speciálními revitalizacemi

Již v prvních fázích záchranného programu se podařilo prokázat, že mladí juvenilové a v některých případech i starší jedinci jsou na posledních českých lokalitách často limitováni nedostatkem potravy (HRUŠKA 1995). Obvykle však nešlo o absolutní nedostatek partikulí ve vodě nebo hyporeálu, ale o nestravitelnost těchto částic (jílové partikule, železité sraženiny). Nejčastějším problémem byla absence některých pro výživu nezbytných prvků, zejména vápníku.

Zlepšení prostředí pro přirozené rozmnožování a růst perlorodek se pak ubíralo dvěma základními směry. Primárně bylo usilováno o obnovu celého povodí nad místem jejich výskytu tak, aby i bez zvláštního managementu produkovalo detrit vhodný k výživě (napojení prameništ, obnova pramených stružek, eliminace eroze a znečištění). Svědčí o tom i název první etapy záchranného programu – *Záchrana oligotrofních vod metodou aktivní ochrany biotopu a populace perlorodky říční v České republice*. Avšak vzhledem k tomu, že jsou práce na obnově celého povodí organizačně a časově velmi náročné, byla proto do doby, než se tento cíl podaří naplnit, zřizována (podle tzv. České metody pro podporu odchovaných juvenilů) speciální boční ramena (tzv. odchovné a reprodukční prvky) a byl aplikován kompostovací luční management, navržený speciálně pro perlorodku.

V této kapitole chceme popsat podrobněji problematiku potravy perlorodek a vyhodnotit jednotlivé postupy na zásobení toků detritem, jež mají vést k lokálnímu zlepšení potravní nabídky perlorodek. Dále budou popsány některé laboratorní experimenty zaměřené na poznání kvality detritu a možnosti jeho zlepšení pro potřeby odchovů.

5.1 Potravní nároky perlorodky říční

Problematika potravních nároků perlorodky je velmi obsáhlá a dosud málo prozkoumaná. Možnosti zlepšení potravní nabídky v měřítku mikrostanovišť a malých povodí byly zatím zkoumány a testovány pouze v České republice.

5.1.1 Potrava juvenilních a dospělých jedinců

Literární zdroje se shodují v tom, že potravu dospělců perlorodky říční představují drobné partikule (menší než cca 40 µm), které jedinci filtrují z vody. Dospělci pasivně filtrují pomocí roztažených plášťových okrajů usazení v proudných úsecích oligotrofních toků (Obr. 9), mladší jedinci mohou filtrovat aktivně v prostorách pode dnem toku nebo zde potravu stírají pomocí svalnaté nohy a řasinek (cilií). V typických biotopech se jedná obvykle o detrit s partikulami menšími než 40 µm, nikoliv živé řasové buňky. Tím se perlorodka říční liší od většiny ostatních velkých sladkovodních mlžů, jejichž potrava je tvořena převážně živými buňkami jednobuněčných řas (BAUER a WÄCHTLER 2001).

Potrava juvenilních jedinců v přírodních podmínkách není v literatuře zpracována téměř vůbec. Zkušenosti z chovů ukazují na dobrou využitelnost organického detritu vhodného složení např. z prameništ či z drenující vody z psárkových luk (HRUŠKA 1995, 1999, HRUŠKA a kol. 2000) nebo v kombinaci s dalšími jemnými partikulami, jako jsou některé řasové kultury nebo mikrobiální suspence (EYBE a kol. 2013). Kromě práce tohoto týmu (EYBE a kol. 2013) dosud existují pouze konferenční příspěvky s touto

tématikou a další nepublikované materiály (magisterské a disertační práce z Norska z let 2012–2016). Podrobněji se zkušenostem s potravními zdroji z chovů (včetně širšího kontextu) věnuje kapitola 6. Mnoho badatelů využívá k chovu perlorodek polopřirozené systémy, jako jsou boční ramena nebo průtočné systémy napojené na externí zdroj říční, pramenné či stojaté vody (HRUŠKA 1999, VANDRÉ a kol. 2001, PRESTON a kol. 2007, LAVICTOIRE a kol. 2015). Zde však nevíme detailně, jaký typ potravy juvenilové přímo využívají.



Obr. 9a. Kolonie perlorodky říční s adultními i subadultními jedinci z řeky Aursunda ve středním Norsku. Široce otevřené přijímací otvory se zvrásněným okrajem usnadňují pasivní filtraci i za pomalejších rychlostí proudu.



Obr. 9b. Kolonie z povodí Vltavy v úseku s rychlejším prouděním a větší koncentrací částic (viditelných na fotografii v podobě bílých čárek).



Obr. 9c. Stopy stírání tenké vrstvy detritu z povrchu chovné nádoby juvenilem ve stáří 1 roku.

5.1.2 Odchovné a reprodukční prvky a jejich vliv na potravní zásobení perlorodek

Přestože toho stále víme o potravních nárocích perlorodky málo, již v devadesátých letech 20. století bylo experimentálně prokázáno, že určité managementové postupy na stružkách či korytech a jejich okolí zlepšují růst juvenilů pod těmito upravenými místy (HRUŠKA 1991, 1992, 1995). Navržena byla pomocná boční ramena (tzv. odchovné a reprodukční prvky – dále jen ORP), která optimalizují na malém úseku nově založeného koryta podmínky pro juvenil, zejména s ohledem na potravní zásobení (v českých podmínkách limitní) a hydraulicko-morfologické poměry. Mladí jedinci jsou vysazeni do ORP, zprvu v něm nacházejí v hyporeálu zlepšené podmínky pro svůj vývoj a později samostatně migrují do hlavního toku řeky.

Odchovné a reprodukční prvky byly vyvinuty a zkoušeny na Blanici zprvu v malém měřítku (viz **Obr. 10** – pohled na obnovený první model ORP). Následně byly postupně realizovány v dolním toku Spálenického potoka v povodí Blanice (Spálenický odchovný a reprodukční prvek – SORP, **Obr. 11, 12 a 13c**), na středním toku Lužního potoka na Ašsku (LORP, **Obr. 13b**) a na horním toku Zlatého potoka (ZORP – založen v přirozené nivní zemině, **Obr. 13a**). Obdobné ORP jsou ve stadiu projekční přípravy na Teplé Vltavě a předpokládá se, že bude ORP vybudován i na Malši. Použití příkrmování detritem z pramenišť, realizace ORP a budování potravních stružek patří mezi základní postupy (HRUŠKA 1992b, 2000), které umožnily dovést záchranný program do fáze úspěšného etablování první kohorty subadultů v přirozených podmínkách (ABSOLON a HRUŠKA 1999, AOPK ČR 2013a, SIMON a kol. 2015). Podrobněji jsou jednotlivé ORP zmíněny v **Příloze 4** a jejich budování v kapitole 10.



Obr. 10. Blanice - první model odchovného a reprodukčního prvku. Drobné potravní stružky, přihnávané kompostem (v popředí), svádějí nutričně bohatý detrit do hlavního toku v místě kolonií mladých jedinců z odchovu perlorodek z 90. let (tok Blanice v pozadí).



Obr. 11. Kompostovací stanoviště na Spálenickém odchovném a reprodukčním prvku – SORP. Zprava doleva – speciální kompost ve stáří 1, 2 a 3 roky. Kompost je aplikován teprve po třech letech.



Obr. 12. Letecký pohled na Spálenický odchovný a reprodukční prvek (SORP) v nivě Blanice. V popředí kompostoviště. Foto: Petr Jan Juračka, z dronu.

Vzhledem k výše uvedeným skutečnostem je třeba považovat **obnovu funkce pramenišť a celé jemné hydrografické sítě v povodích s výskytem perlorodky za základní metodu speciálních revitalizací** (jedná se o návrat do přírodního stavu). Oproti tomu představují například pracný speciální luční management (**Obr. 13a**) i budování dalších ORP jen doplňkovou metodu ochranné péče o přírodní společenstva oligotrofních povodí s biotopem perlorodky říční, nutnou jen do doby celkové revitalizace povodí.



Obr. 13a. Stružka s vysekávaným a v zimě kompostem přihnojovaným pruhem (ZORP).



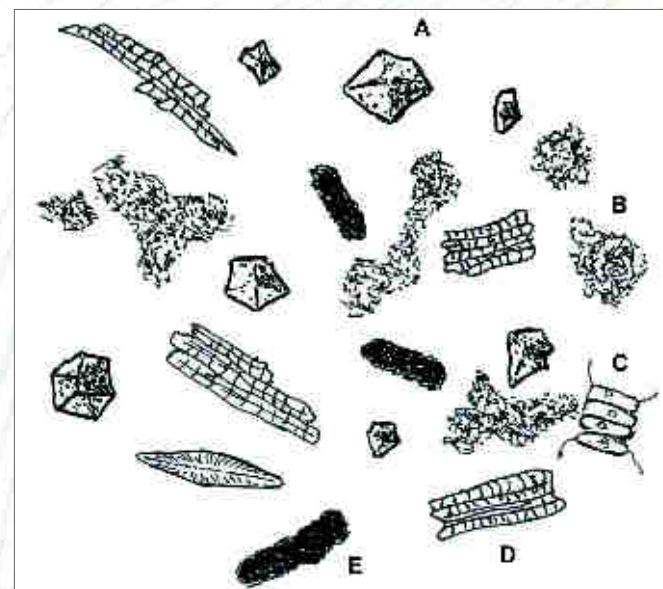
Obr. 13b. Stružka se v době vegetace zcela ztrácí v trávě (LORP).



Obr. 13c. Pohled na příčný profil stružky s převýšenými břehy z žabí perspektivy (SORP).

5.2 Charakteristika potravního detritu

Samotná definice detritu je obtížná. Detrit totiž představuje velmi komplexní materiál, jehož základ tvoří křehké **vložky mikroorganismů** a **vysrážených koloidních látek** v kombinaci se **zbytky rostlinných pletiv** z listů nebo kořenů (obvykle do velikosti částic 1 mm, v hydrobiologické literatuře tzv. FPOM). Další zásadní složku představují pevné **fekální pelety bezobratlých** (blešvců, larev pošvatek a podobně) nejrůznější velikosti a trvanlivosti. Jeho další součástí jsou **zejména jílové a jemné pískové minerální částice**. Tato složitá struktura je porostlá bakteriemi v podobě tenkého **biofilmu**, vyskytují se zde **řasové buňky** a široká škála jednobuněčných organismů (zejména „prvků“ a „hub“). Dále v závislosti na velikosti síta, použitého při cezení detritu, je zde přítomno velké množství meiofauny (bezobratlých organismů s velikostí pod 500 µm), jako jsou např. lasturnatky nebo plavivky a mnoho drobných stadií benthických organismů (larvy pakomárů, ploštěnky apod.). Detrit je tedy možné představit si spíše jako komplikovaný trojrozměrný ekosystém s bohatou faunou a flórou v měřítkách mikrosvětla než jako homogenní suspenzi či prach rozptýlený ve vodě. Složení detritu a jeho vznik graficky znázorňuje **Obr. 14**. Podrobné chemické a biologické složení detritu na příkladu helokrenů z povodí Blanice, používaných ke krmení juvenilů, uvádí včetně citací **Příloha 5**. Souhrnné přehledy o chemickém složení detritu pro větší a menší toky podávají také ZIMMERMANN-TIMM (2002) a WOTTON (2007). Pro konkrétní případ detritu ze šumavských niv a pramenišť, využívaných v českém záchranném programu, přináší kvalitatívni a kvantitativní studii HRUŠKA (1995) a TICHÁ a kol. (2012).

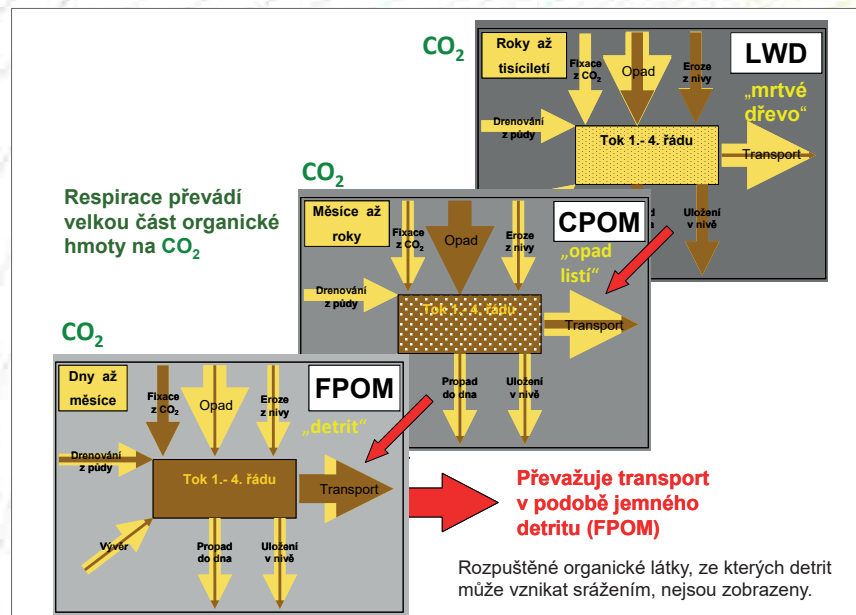


Obr. 14a. Ukázka mikrokosmu při zhruba tisícinásobném zvětšení detritu. A – jílové a minerální částice, B – vložky mikroorganismů a vysrážených koloidních látek, C – řasové buňky, D – rostlinná pletiva, E – fekální pelety. Vzhledem ke snaze o názornost nejsou zcela dodrženy poměrové velikosti jednotlivých částic detritu. Kresba: Michal Bílý.

Detrit vzniká primárně rozpadem, obohacením a přepracováním rostlinného opadu ve vodním prostředí v oxických podmínkách. Jemné vločky detritu jsou, na rozdíl od stabilnějšího listí nebo dřeva, snadno splavovány tokem z pramenné oblasti níže po proudu. Jejich pohyb je přerušován usazením a opětovným zviřením při zvýšení průtoku nebo vlivem činnosti organismů, jako jsou blešivci či hryzec vodní, viz např. ALLAN (1995), NEWBOLD a kol. (2005) aj. Detrit patří mezi velmi mobilní složku organické hmoty a je rychle transportován níže po toku. Jeho trvanlivější složky se rozpadají do 90 dnů (WOTTON 2007). Jeho transport může být velmi rychlý i za nízkých vodních stavů. Při vyšších průtocích řádově stoupá (WALLACE a kol. 1997, 2007). Dotokovou vzdálenost detritu měřili konkrétně pro povodí Blanice SLAVÍK a kol. (2016) v paralelně probíhající studii.

V návaznosti na strukturu detritu je tedy nezbytné blíže vysvětlit, jak jsou perlorodky uzpůsobeny k získávání potravy v průběhu svého růstu, kdy se mění jejich tělesné orgány, neboť různá věková stadia perlorodek využívají jeho různé podoby (HRUŠKA 1999, BAUER a WÄCHTLER 2000). Stadia do velikosti 2 mm potravní částice aktivně nasávají cíli na plášti a mohou k tomu využívat i cíliemi porostlou nohu, kterou očisťují povrch částic dna a potravu nahánějí do rozevřené schránky. Zde ji cíliemi třídí, přičemž nežádoucí složky vyvrhují jako pseudopelety. Od velikosti schránky 2 mm se v plášti vytvářejí prstovité papily podobné papilám velevrubů a škeblí, které jim umožňují lépe přebírat dnové sedimenty, ale stále převažuje aktivní nasávání potravy.

Teprve mnohem později, při velikosti schránky mezi 35 až 40 mm, se dotváří kolem přijímacího otvoru jemný přijímací aparát, který již slouží k pasivnímu příjmu potravy unášené proudem. Proto je



Obr. 14b. Schéma vzniku detritu na příkladu toků 1.-4. řádu v povodí šumavské Blanice. Červené šipky ukazují míru přesunu mezi velikostními frakcemi a převládající transport níže po toku. LWD – velké kusy dřeva, CPOM – hrubý opad jako jsou listy, větvičky a plody stromů, FPOM – jemný detrit o velikosti pod 1 mm, vybarvená část šipky ukazuje relativní význam daného přenosu. Zjednodušené podle SIMONA a kol. 2008.

tak důležité, aby pro jednotlivá vývojová stadia bylo k dispozici odpovídající potravní prostředí, tedy pro stadia od vypadnutí z hostitele do délky schránky 35 až 40 mm průtočný intersticiál dna a pro větší jedince pak pevné a čisté šterkovité dno, umožňující pevné ukotvení a filtraci volně tekoucí vody přinášející potravu i ze vzdálenějších potravních zdrojů.

5.3 Přírodní zdroje detritu

Přírodní zdroje organického potravního detritu mohou být v rozsáhlém areálu výskytu perlorodky říční pravděpodobně různé. Dobrý růst jedinců na úsecích toků pod jezery (PRESTON a kol. 2007, OSTROVSKÝ a POPOV 2011, LAVICTOIRE a kol. 2015) nabízí jako jednu možnost vznik detritu rozkladem planktonu. V hyporeálu pode dnem může představovat zdroj detritu biofilm na zrnech substrátu (PASCO a kol. 2015). V českých podmínkách oligotrofních horských toků jsou ověřeným zdrojem detritu, při jehož výskytu perlorodky rostou, ponořená makrofyta (v případě Teplé Vltavy), helokrenní permanentní prameniště a rhizosféra mezotrofních psárkových luk (zejména na Blanici, Lužním potoce, Malší a Zlatém potoce; HRUŠKA 1995, 2000, AOPK ČR 2013a, Obr. 15). Obdobně jako jsou různé zdroje detritu, je velmi pestré i jeho složení (HRUŠKA 1995, ZIMMERMANN-TIMM 2002, WOTTON 2007, TICHÁ a kol. 2012) – podrobněji viz Příloha 5.



Obr. 15a. Zdrojem detritu v horských řekách, jakou je Teplá Vltava, jsou bohaté porosty ponořených rostlin (hvězdoš – *Callitriche* sp., v pozadí pod vodou stolístek střídavokvětý – *Myriophyllum alterniflorum*).



Obr. 15b. Rhizosféra jako zdroj detritu. Zdrojem detritu jsou také kořenové systémy trav na mezotrofních loukách rostoucích na propustném substrátu (Spálenecský potok, SORP).

V souvislosti s přírodními zdroji detritu je nutné také zmínit, jak zde rozdílně působí různé typy eutrofizace. Ve vodě rozpuštěné minerální látky – dusičnany (NO_3^-), amonné ionty (NH_4^+) nebo fosforečnany (PO_4^{3-} ; hlavní složka reaktivního fosforu) – jsou v podstatě vždy nežádoucí, někdy přímo toxické a poškozující biotop. Naopak v partikulované organické podobě vázaný dusík i fosfor perlorodky v potravě potřebují. Analogicky lze mluvit o vápníku. Ve vodě je vápník v rozpuštěných formách pro perlorodku nevyužitelný a nárůst jeho koncentrací vede k postupnému zničení příhodných podmínek v biotopu, i když samotný vápník není pro perlorodky přímo toxický. Ačkoliv perlorodky říční bývají řazeny mezi vápnostřežné (kalcifóbní) mlže (viz limity vápníku podle Záchraného programu, AOPK ČR 2013a), v potravních partikulách potřebují, zvláště v juvenilním stadiu vývoje, relativně vysoké zastoupení stravitelného organicky vázaného vápníku pro stavbu masivní schránky. Z Dykových pokusů vyplývá, že perlorodky jsou schopné dlouhodobě přežívat i v tvrdé vodě s vysokými koncentracemi vápníku (Dyk 1947). Vyšší zastoupení dvojmocných kationtů (vápníku, hořčíku) ve vodách však vede k rychlé koagulaci unášeného detritu, který tvoří potravu perlorodek. Z toho důvodu obsazuje perlorodka říční toky s velmi nízkými koncentracemi rozpuštěného vápníku a hořčíku, kde je schopna získávat potravu filtrací proudící vody (Hruška 1995).

Ačkoliv by tedy ve vodě neměly být téměř žádné rozpuštěné živiny a vápník, v detritu je naopak perlorodka v partikulované podobě ke svému životu nutně potřebuje. A právě ponořená makrofytní vegetace, ekosystémy prameništ nebo kořeny určitých lučních trav tento přenos z rozpuštěné do partikulované organické formy zprostředkovávají.

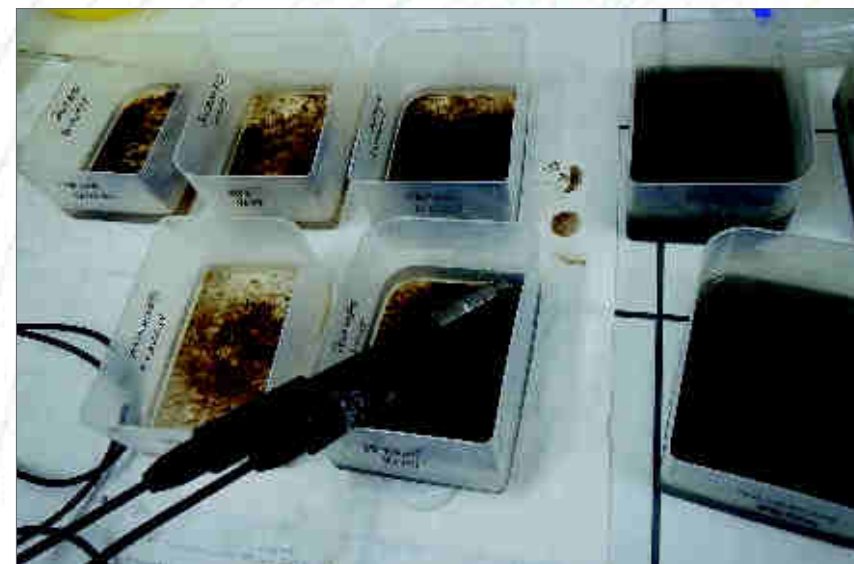
5.4 Kvalita potravního detritu pro perlorodku říční

Z pohledu nároků perlorodky říční mohou být limitující buď **nedostatečné množství detritu**, nebo jeho **nevyhovující složení**. V českých podmínkách obvykle nebylo zaznamenáno nedostatečné množství detritu v letní sezóně. Vodní toky v místech posledních výskytů perlorodky jsou obvykle rychle tekoucí a i při nízkých průtocích je množství nerozpuštěných látek díky intenzivní resuspendaci dostatečné, jejich koncentrace ve sledovaných lokalitách neklesají pod 2 mg/l. Data pro nerozpuštěné látky ve vodě (NL) jsou pro větší část lokalit v ČR dostupná na internetových stránkách AOPK ČR (www.ochranaprirody.cz).

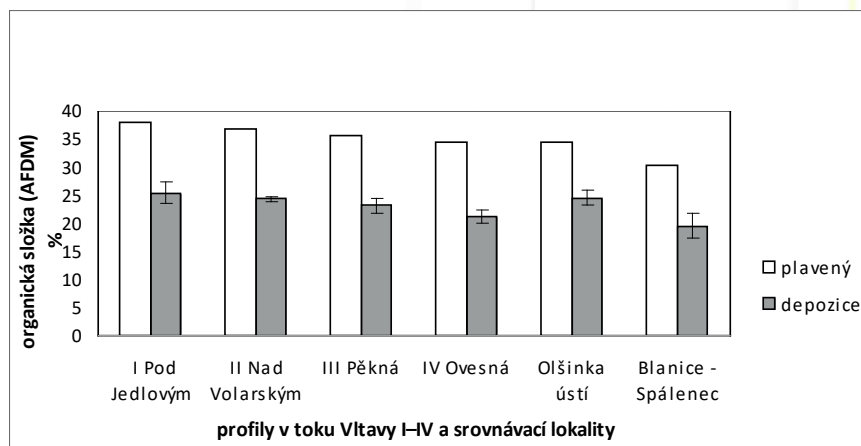
Problematické je tedy zejména nevyhovující složení detritu. Prvním problémem je značný podíl zcela nestravitelných **anorganických látek**, jako jsou jílové částice, vysrážené železo nebo drobné částice písku v detritu. Jejich množství v něm se stanovuje při chemické analýze (Obr. 16) jako tzv. popeloviny (zbytek



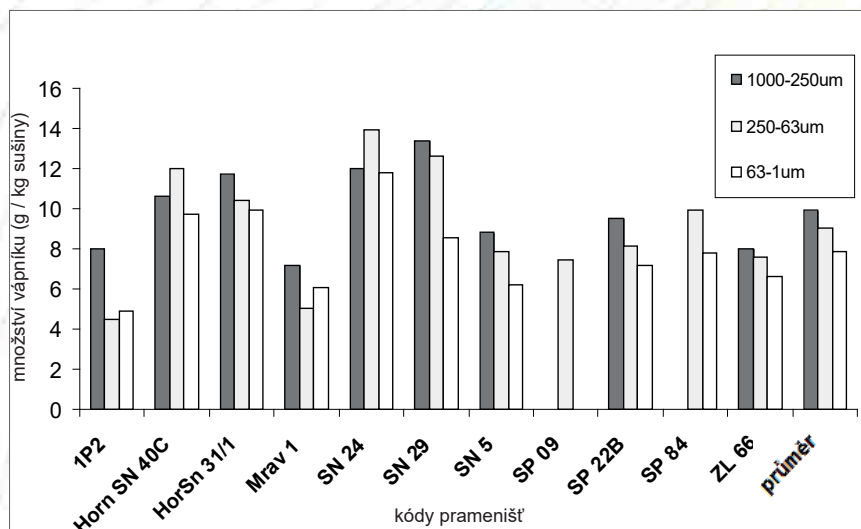
Obr. 16a. Laboratoř hydrobiologické stanice národního parku Šumava v Dobré.



Obr. 16b. Různé typy a barvy přírodního detritu používaného při testech. Měření charakteristik detritu a detritové kalové vody.



Obr. 17. Porovnání organického podílu v detritu v podélném profilu Vltavy (I–IV) a na dvou srovnávacích lokalitách. Detrit z depozice – tři opakované odběry, detrit plavený – reprezentativní vzorek ze sedmi dnů instalace sedimentačního lapače DDP. Oproti Obr. 18 je vidět, že kvantitativní rozdíly mezi lokalitami jsou menší než kvalitativní.



Obr. 18. Koncentrace vápníku ve vložkách tří velikostních frakcí (1–0,25 mm, 0,25–0,06 mm a pod 0,06 mm) plaveného detritu odtékajícího z 11 helokrenních pramenišť v povodí Blanice.

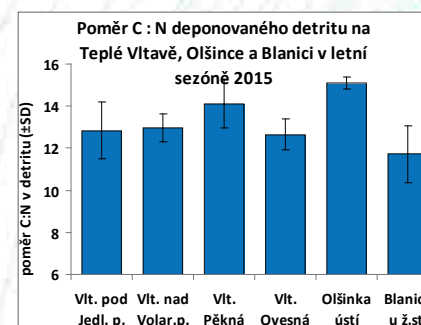
po spálení vysušeného vzorku). Pokud dochází v povodí k významnější erozi, je plavený detrit velmi bohatý na minerální částice a je pro perlorodky nevyužitelný. Ty mohou využít jen organickou složku, a to v závislosti na její výživové hodnotě dané podílem uhlíku a ostatních složek (Obr. 17).

V případě železa je velmi často důležitý vliv splavovaného železitého okru (oxidů železa) ze stagnujících mokřadů do toku. Jasně oranžové až rezavé okry se mísí s příznivým potravním detritem a znehodnocují jej. Juvenilní perlorodky směs částic, ve kterých je přítomný železitý okr, nepouští vůbec k ústnímu otvoru. Pomocí řasinek a slizu z něj vytvářejí pseudopelety, které ze schránky vyvrhují společně s kvalitním detritem. To vede k hladovění, oslabování a ochuzování o sliz a vydanou energii. Proto jsou stagnující mokřady a výtoky z odvodněných zkusených půd s vysokou produkcí železitých okrů v perlorodkových povodích velmi nepříznivé.

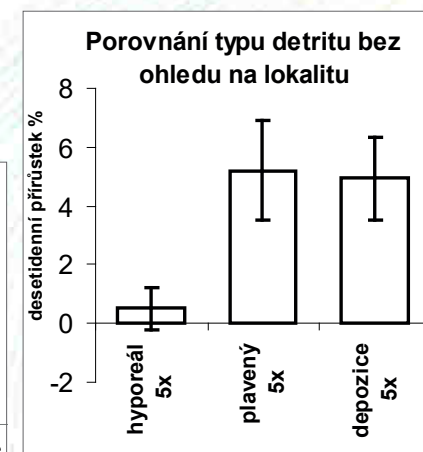
Dále je zásadní zastoupení vápníku. Perlorodka buduje svou masivní vápnitou schránku jen z organických forem vápníku (Hruška 1995). Koncentrace vápníku v detritu značně kolísají jak mezi lokalitami, tak mezi velikostními frakcemi (Obr. 18). Na obrázku jsou viditelné všechny velikostní frakce. Perlorodka ale může přímo přijímat jen nejmenší frakci o velikosti menší než 63 μm. Větší částice a vločky se však mohou rozpadat na menší součásti v průběhu transportu z prameniště do míst s koloniemi.

Další důležitou vlastností detritu, měřitelnou chemicky, je poměr dusíkatých látek (nejčastěji bílkovin) ve srovnání s množstvím uhlíku (převážně v nestavitelných částicích) – tzv. poměr C:N. Příklad, jak se C:N poměr mění v podélném profilu Vltavy, ukazuje Obr. 19. Detrit s poměrem C:N menším než 14 bývá při laboratorních pokusech vyhodnocen jako vhodná potrava. Výzkumy této problematiky jsou však teprve na začátku.

Stanovení jednotlivých složek detritu je nákladné a není operativní. Proto se v praxi pro vyhodnocení opatření na zlepšení úživnosti častěji využívá metoda tzv. bioindikace juvenilními perlorodkami. Na nich se pak přímo sleduje, zda detrit na konkrétní lokalitě přispívá k jejich rychlejšímu růstu (Obr. 20) nebo zda je naopak pro perlorodky toxický. O bioindikaci pojednává více kapitola 7.



Obr. 19. Poměr uhlíku a dusíku (C:N) jako měřítka obsahu stravitelných látek v deponovaném detritu na Teplé Vltavě, Blanici (s nejpříznivější průměrnou hodnotou) a dystrofní Olšince (s hodnotou nejméně příznivou) v letní sezóně 2015..



Obr. 20. Srovnání procentuálního přírůstku juvenilních perlorodek při laboratorním testu detritů z pěti lokalit na Teplé Vltavě odebraných z hyporeálu (výrazně menší přírůstek juvenilů), z depozice a z aktuálně plaveného detritu (podobné přírůstky juvenilů). Plavený detrit byl odebrán z vodního sloupce vzorkovačem DDP.

5.5 Opatření na zlepšení zásobení toků detritem

Opatření se zaměřují z výše zmíněných důvodů především na **zlepšení obsahu vápníku v organické podobě** v detritu, **na zdokonalení transportu detritu z míst produkce** do míst s výskytem perlorodek a dále na **snížení obsahu minerální složky**, pocházející z nadměrné eroze, v detritu. Neméně důležité jsou pro správné zásobení toků detritem také teplotní poměry a zachování vysoké jakosti vody zejména s ohledem na obsah živin, srážlivé formy železa a vodivost.

Mezi hlavní používaná opatření patří **speciální kompostovací management** (zlepšuje zásobení vápníkem a živinami a současně imituje historický způsob hospodaření na nivních loukách), **obnova stružek primární říční sítě** (zlepšení transportu a přirozené produkce detritu z rhizosféry), **prevence nadměrné eroze** v primární říční síti (snížení obsahu minerální složky v detritu), budování **odchovných a reprodukčních prvků** (komplexní zlepšení zásobení detritem v mikroměřítku) a celkové **re-vitalizace povodí** (zlepšení zásobení ve velkém rozsahu a prevence toxického znečištění detritu). Konkrétní popis funkce opatření je obsažen v kapitolách 9 a 10.

Doposud realizovaná opatření jsou ve všech případech aplikována v horních, dosud neznečištěných částech areálu výskytu perlorodky, kde se druh v současnosti blíží svým limitním hodnotám pro přežití. Ty jsou dány zejména nízkou teplotou vody a nízkým obsahem uživného detritu ve vodním prostředí. Oproti tomu ve střední a dolní části areálu rozšíření druhu v ČR (dnes znečištěné toky s převážně již vymřelými populacemi – SIMON a kol. 2015) je naopak limitující např. eutrofizace a toxické znečištění. Výživná hodnota detritu zde nebývá limitující (HRUŠKA a BAUER 1995).

5.6 Pokusné bioindikační srovnání přirozených, upravených a umělých druhů potravy

Provedené experimenty porovnávající různé přirozené detrity, modifikované detrity a umělou potravu ukázaly některé zajímavé výsledky. Různé pokusy probíhaly na základě bioindikací v laboratoři (EX-situ, 1+ jedinci rozkrmení detritem z prameniště, 10+10 dní testu mikrometodou s individuálním držením) a jsou detailně popsány v kapitole 7.

Porovnány byly přirozené detrity z lokality Meandr na Blanici (již dříve známé stabilním a kvalitním detritem) s jejich různě upravenými variantami. Testován byl jak rozmixovaný detrit, tak detrity s přidaným homogenizátem (rozmixovaný detrit přefiltrováný). Homogenizát byl testován i samostatně, rozředěný v potoční vodě. Dále byly připraveny analogy detritu (umělé potraviny) s různými koncentracemi vápníku a dusíku (**Obr. 21**), výluh z půdy rašelinné horské louky (**Obr. 21b, c**), naředěný čistírenský kal z místní ČOV, výluh z kompostu obohaceného vápníkem (predikován jako nevhodný) a jejich směsi v různých koncentracích. Jako vysokonutriční náhrada detritu byl analogicky některým zahraničním postupům připraven homogenizát z bentosu ze Studené Vltavy. Tabulka s přehledem hodnocených typů detritů je uvedena v **Příloze 6**.

Jako nejuživnější typ byl pro jedince 1+ v celkem dvacetidenním pokusu vyhodnocen přirozený detrit z řeky (lokalita Meandr, detrit z depozice), upravený pomocí rozmixování části jeho objemu. Tím došlo k rozbití živých buněk a zmenšení partikulí. Na **Obr. 22** je znázorněn žlutý. Uměle připravené potraviny (červené sloupce) na bázi homogenizátů z bentosu, ředěného čistírenského kalu, výluhu z místních půd nebo kompostované rostlinné hmoty vedly k nízkému růstu nebo i úhynu všech jedinců (v případě kompostu).

Důležitou otázkou bylo, zda perlorodky porostou i bez krmení detritem (**Obr. 23**). Šedesátidenní pokus ukázal, že zprvu nějakou dobu rostly (viz též bílé sloupce na **Obr. 22**) srovnatelně s variantou krmnou detritem z Vltavy. Po třiceti dnech se však růst výrazně zpomalil. Při porovnání s desetidenním

přirůstkem v různých typech detritu zde byl růst v průměru menší. Průměrná úmrtnost v kontrolách bez krmení však přesto byla za celou dobu šedesáti dnů jen malá (okolo 15 %).

Z pokusů tedy vyšly jako nejprůzračnější pro růst perlorodek **detrity přirozené nebo mírně upravené, založené na bázi detritu** z Teplé Vltavy nad Volarským potokem. Úprava z pevné do rozpustné fáze pravděpodobně zlepšila dostupnost některých látek. V umělých detritech byl růst nízký zřejmě kvůli nevyváženému látkovému poměru. Jednostranné zlepšení obsahu vápníku, dusíkatých látek, sloučenin fosforu nebo obsahu volně dostupných bílkovin není tedy podle těchto výsledků dobrou cestou, jak urychlit růst perlorodek z českých populací. Výsledky dosud nebyly publikovány.

Obecně lze konstatovat, že na přirozené potravě se již podařilo dovést polopřirozený odchov do fáze plodnosti, což se dosud nikde na světě nepodařilo. Oproti tomu umělá, živinami velmi bohatá potrava může vést dlouhodobě k nejistým výsledkům. Rizikem je například **vyselektování juvenilů predisponovaných pro eutrofnější podmínky**, kteří v chudých a studených českých lokalitách po vypuštění nepřežijí. Je však možné, že perlorodka je, na rozdíl od jiných organismů, vůči podobné selekci odolná.

Navrhujeme proto realizovat dlouhodobý pokus, který umožní po 15 až 20 letech provést srovnání přirozené a umělé potravy – obdobně jako můžeme nyní srovnat juvenilů odchované v prvním roce prameništím detritem s juvenilů odchovanými přímo v Teplé Vltavě. Je třeba založit dostatečně velkou experimentální skupinu krmnou v prvním roce umělou komerční směsí. Pokud se tyto jedinci dokážou etablovat v přirozeném hyporeálu a následně je nalezneme v subadultní či adultní věkové fázi na povrchu dna, budeme teprve moci umělou potravu obecně doporučit. Argumentovat rychlými přírůstky a malou úmrtností, publikovanými některými autory, je z pohledu dlouhodobého záchranného programu krátkozraké. Dále také nelze v ČR příliš uplatnit postupy úspěšné u nížinných krátkověkých populací žijících na



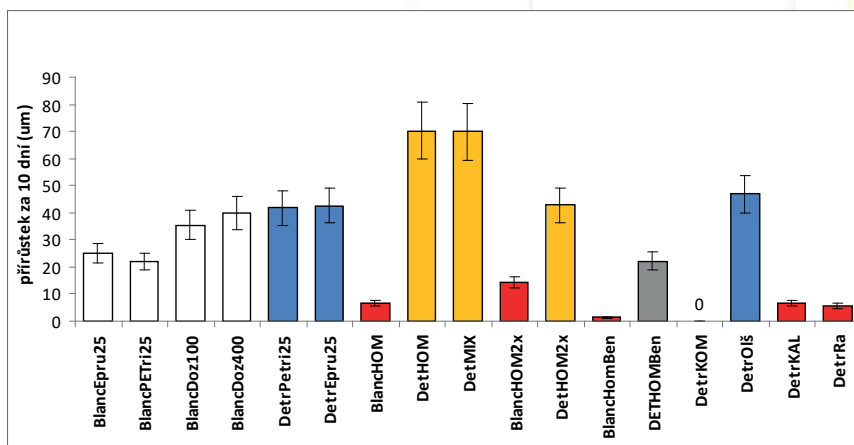
Obr. 21a. Příprava umělých analogů detritu v laboratoři. Zcela vlevo filtrační zařízení, v kádince přirozená voda na ředění, dole GF/C filtry s pevnou frakcí po filtraci homogenizátu, mixérová nádoba a nerezový tyčový mixér.



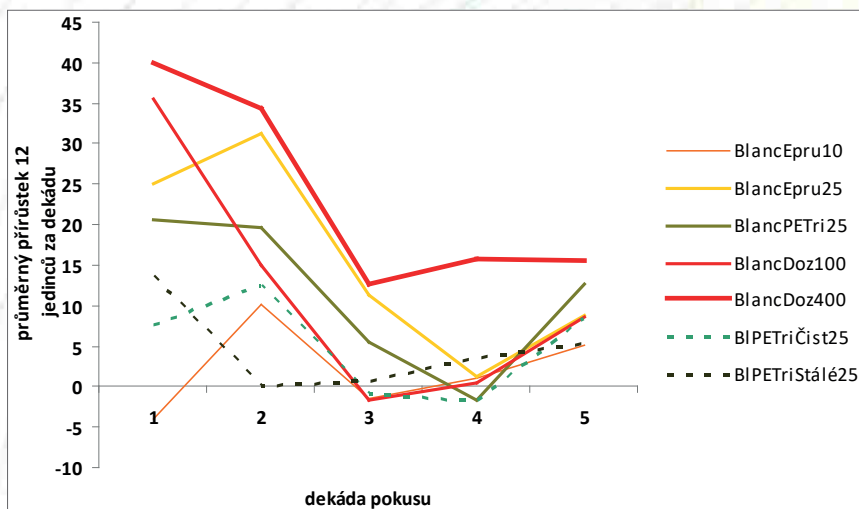
Obr. 21b. Příprava výluhu z rašelinné půdy. Vpravo vložka z rašelinné půdy, vpravo je vložka z rašelinné půdy.



Obr. 21c. Výluh z rašelinné půdy. Vpravo vložka z rašelinné půdy, vpravo je vložka z rašelinné půdy.



Obr. 22. Desetidenní velikostní přírůstky juvenilních perlorodek 1+ v prostředí bez detritu (bílé), v říčním detritu (modře), v částečně rozmixovaném detritu (žlutě), v umělé obohaceném detritu (šedě) a v umělé potravě (červeně). Kontrolní vzorky bez detritu (bílé sloupce) - nádoby různé velikosti naplněné pouze přírodní vodou ze Spálenického potoka. U potraviny umělé připravené z kompostu (DetrKOM) došlo k úhynu všech jedinců v pokusu.



Obr. 23. Desetidenní přírůstky perlorodek 1+ (v µm) ve vodě bez přidaného detritu při bioindikaci IN-situ. Kontrolní chov perlorodek ve vodě ze Spálenického potoka bez přikrmování detritem po dobu 60 dnů. Číslo na konci kódu série udává objem nádoby v ml, šrafovaná čára ukazuje kontrolu s filtračnou vodou (oranžově – epruvety, zeleně – Petriho misky, červeně – plastové dózy na potraviny).

dolní výškové hranici areálu druhu v teplejších oblastech (Portugalsko, Francie apod. – viz srovnání růstu na Obr. 30 v kapitole 6). Mohly by však být přínosné např. na dolní Malši nebo Blanici pod Husincem. Toto téma by si tudíž zasloužilo v budoucnu podrobné zpracování.

5.7 Zhodnocení efektu realizovaných opatření na kvalitu detritu

V rámci Záchraného programu proběhla řada hodnocení empiricky již dříve zjištěného pozitivního vlivu ORP na detrit (blíže k ORP viz kapitola 10). Nejvíce testů se zaměřilo na bioindikační hodnocení vlivu detritu, ovlivněného jednotlivými opatřeními, na růst juvenilních jedinců perlorodky a specificky pak na zjišťování obsahu vápníku v detritu nebo v rostlinném opadu.

5.7.1 Dostupná data o výsledcích opatření na zlepšení kvality detritu

Zásadním problémem kvality detritu, jemuž je v současnosti věnována velká pozornost při realizaci nejrůznějších opatření, je nedostatek organického vápníku v detritu. První data o obsahu vápníku v detritech a jiných organických materiálech přináší již průkopnické práce z konce 80. let 20. století (HRUŠKA 1991). Následně dlouhodobé botanické studie potvrdily zásadní rozdíly v obsahu vápníku v nadzemní i podzemní biomase (ze které vzniká v podmínkách niv potravní detrit), mezi ostricovými degradovanými porosty a vhodným managementem obnovenými, druhově bohatými lokalitami s psárkou luční nebo lipnicemi (HRUŠKA 1995, BLAŽKOVÁ a HRUŠKA 1999, BLAŽKOVÁ 2010 – viz také kapitola 9 zaměřená na luční management).

Byl také bioindikačně vyhodnocen efekt vápnění lesů v povodí Cikánského potoka v masivu Boubína (HRUŠKA 2000). Vliv masivní plošné aplikace vápence se zde zprvu neprojevil. Výrazné zlepšení růstu perlorodek nastalo až v následujících letech, kdy se vápník zabudoval do rostlinných pletiv, tento efekt však neměl trvalý charakter. Více informací o tomto zásahu viz Příloha 7.

Plošná hodnocení obsahu vápníku v detritu z pramenišť s různým managementem byla provedena při realizaci speciálních revitalizačních studií pro povodí Blanice a Zlatého potoka a Malše v ČR i v Rakousku (DORT a HRUŠKA 2008, DORT 2009, 2012). V poslední době byla také získána data i z Vltavy v NP Šumava z deponovaného i plaveného říčního detritu (detritu z úseků, kde byla v NP v 90. letech zavedena přísná ochrana, ve srovnání s povodími postiženými eutrofizací). Údaje o vlivu různých metod vnosu vápníku do prostředí dosud nebyly komplexně publikovány.

První údaje o zlepšení růstu perlorodek ve stružkách s upravenou vegetací, kompostovacím managementem doplňujícím vápník a upraveným umělým průlínčným podložím pocházejí z počátku 90. let 20. století, kdy byl systém ORP vyvinut (HRUŠKA 1999). Aktuální údaje o průměrném ovlivnění chemismu vody nejsou dostupné. Na efekt opatření se dá usuzovat pouze z bioindikačních testů.

Pro správnou interpretaci výsledků bioindikací je nutné vždy současně testovat na srovnávacích lokalitách dostatečný počet destiček nebo klíček, aby byly eliminovány vlivy roku nebo části sezóny, a kombinovat terénní a laboratorní metody eliminující vliv teploty (blíže v kapitole 7). Těmto nárokům však odpovídá jen malé množství datových sad. Dále uvádíme několik příkladů vyhodnocení opatření na zlepšení potravního zásobení pomocí bioindikací.

5.7.2 Srovnání odchovného prvku a hlavního toku metodou bioindikací pěti ročníků juvenilů

Nejvíce dostupných dat pro porovnání účinnosti realizovaného ORP s hlavním tokem řeky je k dispozici na SORP a hlavním toku Blanice na lokalitě Odchovna. Nejpodrobnější údaje jsou dostupné z roku 2015, kdy byly provedeny testy v terénu – in-situ – na pěti věkových kategoriích perlorodek a také laboratorní testy EX-situ popsané dále. Na **Obr. 24** je patrné, že přírůstky na SORP dosahují maximálně cca 60 %, oproti Blanici, kde se drží okolo 80 % s výjimkou ročníků 2+ (120 %) a tohoročních nejmladších jedinců 0+, kteří až na jediného jedince uhynuli. Přírůstky na SORP jsou tedy dostatečné již od vypadnutí juvenilů z ryby, oproti Blanici, kde první ročníky vůbec nepřezívají (což odpovídá dlouhodobým výsledkům z předchozích let). Pro ročník 1+, standardně používaný při bioindikacích, jsou průměrné přírůstky mírně lepší v hlavním toku. Nejrychlejší růst ve věkové kategorii 2+ a poté pokles procentuálního přírůstku je již delší dobu známou skutečností (HRUŠKA 1999). Zajímavý je však opakovaně potvrzovaný úhyn jedinců 0+ a špatný růst jedinců 1+ v hlavním toku Blanice. Ten se potvrdil i v mimořádně teplém roce 2015.

Bylo by potřebné získat rozsáhlejší data o poměrech v hyporeálu Odchovny, neboť tam k tak dramatickým úhynům kohorty 0+ nedochází.

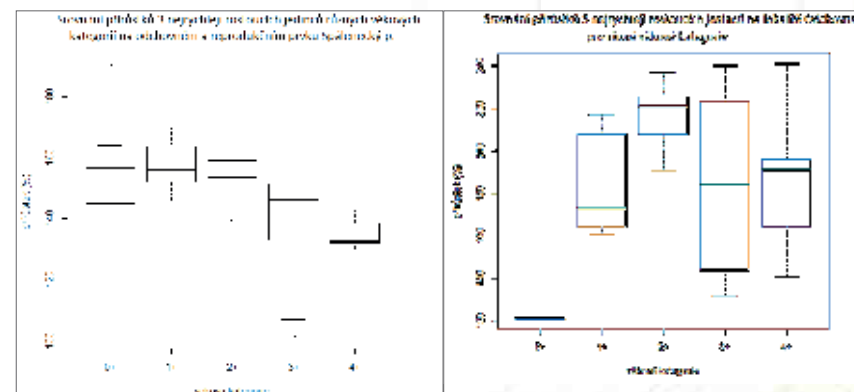
5.7.3 Srovnání ORP s dalšími místy v povodí

Odchovné a reprodukční prvky SORP a ZORP byly hodnoceny v roce 2015, společně se širokou škálou stanovišť v povodí, za využití standardního testu juvenilů kohorty 1+ (**Obr. 25**). Zahřuty byly jak lokality na malých tocích (prázdné značky), tak lokality na hlavním toku řeky Blanice (plné značky). Ze srovnání úmrtnosti v SORP, ZORP a dalších místech v okolních perlorodkových povodích (**Obr. 25**) vyplývají velmi nízké hodnoty úmrtnosti v ORP (SORP – tmavě žlutý bod, ZORP – světle žlutý bod). Úmrtnost odpovídá ostatním lokalitám na malých tocích s nízkou teplotou vody (značky v modrém oválu). Přírůstek je na obou ORP nízký, pokud ho porovnáme s teplejšími lokalitami na hlavním toku (viz též podrobněji **Příloha 8a**). V grafu (**Obr. 25**) záměrně uvádíme i další zjištěné hodnoty ze stejného roku a chybové úsečky, aby byla zřejmá komplexnost problematiky a současně velká variabilita výsledků bioindikací. Jiným vhodným vyjádřením jsou tzv. boxploty (**Obr. 24** nebo **Příloha 8a, b**).

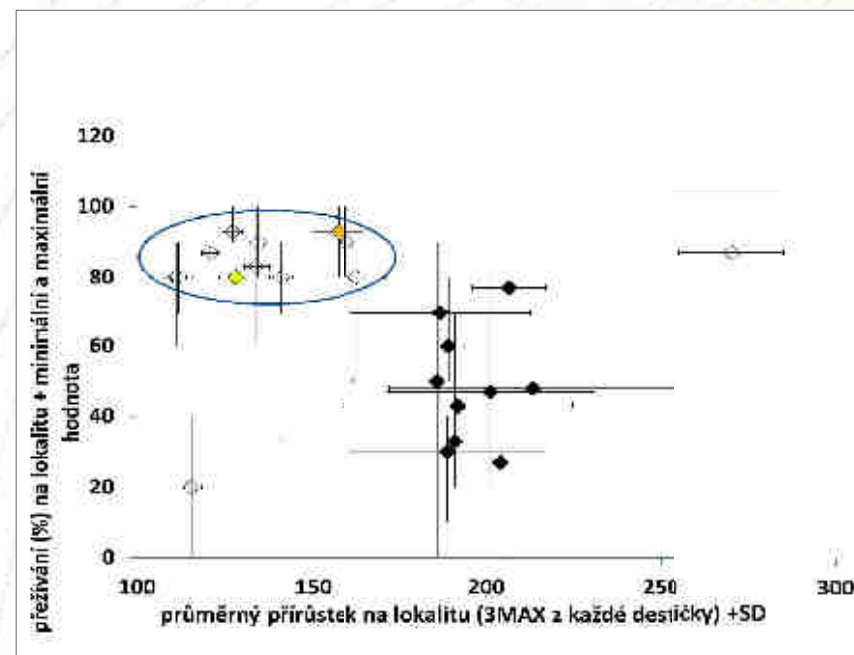
Pokud chceme při posuzování, zda je růst perlorodek v ORP zlepšen vlivem přísunu kvalitního detritu, eliminovat vliv teploty, je potřebné provést test s detritem v laboratoři (EX-situ) za konstantní teploty (metoda je popsána v kapitole 7). U příkladu testu z roku 2015 je však k dispozici méně údajů. Detrit ze SORP tedy můžeme porovnat se sadou vzorků z potravních stružek a detritů z povodí Tetřívčího potoka. V tomto kontextu detrit ze SORP vyvolává u perlorodek při eliminaci vlivu nízké teploty nadprůměrný přírůstek (viz **Příloha 8b**).

Podle výsledků prezentovaných J. Švanygou (ŠVANYGA a kol. 2013) se v relativně chladném roce 2012 SORP lišil od hlavního toku Blanice jen málo (viz **Příloha 9**). Souhrnně lze tedy konstatovat, že SORP jakožto relativně dobře fungující ORP umožňuje, oproti hlavnímu toku řeky Blanice, růst již nejmladších stadií perlorodek. Růst je zde pomalý, ale úmrtnost malá. O LORP je pojednáno podrobněji v **Příloze 4**.

Dalším efektem ORP, který zde nebyl podrobněji hodnocen, je vytvoření refugia (útočiště), kde jsou malé perlorodky chráněny před zničením při povodňových přesunujících dno ve větších tocích. **Obr. 26** ukazuje lokalitu SORP krátce po velké povodni v roce 2006, která zde lokalizovaným perlorodkám neškodila.



Obr. 24. Srovnání růstu pěti věkových kohort (tohoroční jedinci, 0+, až jedinci ve čtvrté růstové periodě, 4+) na odchovném a reprodukčním prvku Spálenecský potok a v rameni řeky Blanice. Přírůstek v % za jednu tříměsíční letní sezonu v roce 2015.



Obr. 25. Úmrtnost vyjádřená jako % přežívání a procentuální přírůstek na odchovných a reprodukčních prvcích (SORP – tmavě žlutě, ZORP – světle žlutě) na Blanici a Zlatém potoce v roce 2015 pro jedince 1+ ve srovnání s dalšími lokalitami v povodí (hlavní tok Blanice – černě). Modrý ovál v grafu vyznačuje chladnější malé toky v obou povodích, velmi studený srovnávací Hornosněženský potok zcela vlevo dole, Zbytinský potok ústí (eutrofizovaná lokalita) zcela vpravo nahoře.



Obr. 26. Odchovný a reprodukční prvek na Spáleném potoce v nivě Blanice po přeplavení celé nivy povodní s desetiletou extremitou. V ploché nivě s možností rozlivu Blanice nedošlo k mechanickému poškození ani zanesení ORP sedimenty.

Podrobněji se věnuje zhodnocení všech tří ORP **Příloha 4**. Je však nutné konstatovat, že zejména z let 2004–2012 je nedostatek údajů o sledování funkce většiny ORP. Navázání na podrobná měření z doby zřizování těchto prvků si vyžádá ještě mnoho práce.

5.8 Shrnutí poznatků o potravních požadavcích perlorodky říční

V uplynulých třiceti letech studia potravy perlorodek bylo shromážděno velké množství poznatků, které otvírají mnoho možností k jejímu zlepšení. Empiricky jsme schopni pomocí bioindikací ověřit, zda jednotlivé dílčí stavby mají relativní zlepšující efekt na růst juvenilních jedinců, a to nám umožňuje ověřovat v praxi efektivitu dílčích zásahů. Víme tedy, která prameniště, přítoky, potravní stružky nebo jiné zdroje produkují živý detrit, a můžeme podle toho korigovat postupy při speciálních revitalizacích povodí. Pro celkové zhodnocení jednotlivých větších staveb ORP včetně pohledu botanického, hydrochemického nebo hydraulického nám bohužel údaje buď chybějí, nebo máme k dispozici jen informace z doby po založení ORP. Jak je podrobněji popsáno v kapitole 7, spolehlivé bioindikační ověření faktu, že celé povodí nebo tok jsou příznivé pro celý životní cyklus perlorodky včetně hyporeálové fáze, je pracovní velmi náročné.

V ČR byly doposud vybudovány tři ORP a všechny jsou pravidelně udržovány kompostovacím lučním managementem, který zajišťuje perlorodkám kvalitní potravu. Více o tomto typu managementu pojednává kapitola 9. Oproti tomu část očekávání spojených s jejich výstavbou (významné dlouhodobé zlepšení půdních podmínek a vybudování místa s výrazně kvalitnějším růstem juvenilů) se nepodařila naplnit, anebo nejsou tyto efekty přesně zdokumentovány. Vzhledem k tomu, že se aktuálně uvažuje o vybudování dalších dvou ORP, je zcela nezbytné kriticky zhodnotit zjevné chyby stavebních firem při výstavbě nebo nedostatky způsobené nedokonalým poznáním a poučit se z nich. Současná situace některých lokálních populací je daleko horší než před 20 lety, a proto si nemůžeme dovolit další velké chyby.

Při provedených testech zaměřených na možnosti zlepšení živnosti detritu byly nejlépe hodnoceny mírně mechanicky upravené přirozené detrity. Přídavek homogenizátu z bentosu, doporučovaný v některých publikacích z Německa a Lucemburska, se pro juvenilny pocházející z Blanice neosvědčil, stejně jako se neosvědčila umělá potrava. Doporučujeme proto používat nadále osvědčenou přirozenou potravu z lokality co nejbližších místům, kam budou juvenilové z polopřirozeného odchovu následně vysazováni.

6 Metodika odchovů perlorodky říční

Tato část metodiky podpory perlorodky říční věnovaná odchovům je zaměřená na zevrubné posání postupů, jak perlorodky odchovávat v podmínkách českých lokalit. Stručná rešerše poukazuje na zkušenosti ze zahraničí i na mezery v našich současných znalostech. Následuje podrobný popis, jak jsou v současnosti odchovy prováděny. Ten je doplněn v **Příloze 10** také původním popisem metod, jak je publikoval zakladatel odchovů J. Hruška (HRUŠKA 1999).

Odchovy patří mezi atraktivní a všeobecně známé součásti záchranného programu. To by nemělo zastínit fakt, že pokud se nepodaří včas a dostatečně dobře revitalizovat původní biotop, není vlastně kam pak odchované jedince vysazovat (případ odchovu z Jankovského potoka) nebo se tito jedinci po dosažení dospělosti stejně nebudou moci přirozeně rozmnožovat. To se nyní týká většiny – pokud ne dokonce všech – českých lokalit. Pomocí odchovů se tak sice může podařit (a na několika místech se již i podařilo) mizující populace uměle omladit, to ale zdaleka nestačí pro splnění hlavního cíle záchranného programu, kterým je obnovení přirozené reprodukce v perlorodkových povodích.

6.1 Současný stav poznání o odchovech perlorodky říční

6.1.1 Přehled odchovů unionidů ve světě

Odchovy velkých mžů ze skupiny Unionidae, kam patří i perlorodka říční, byly vyvinuty a prováděny v severoamerických podmínkách v rámci snahy zlepšit zásobení perleťářského průmyslu (např. HOWARD 1922; **Obr. 27a**). Přehled starších prací přináší ARAUJO a kol. (2015). V druhé polovině



Obr. 27a. Počátky odchovů velkých mžů. Nejstarší dobře dokumentované snahy o chov velkých mžů pocházejí ze začátku 20. století z USA (HOWARD 1922).

20. století se rozvíjely spíše komerční chovy ve východní Asii, zaměřené na chov perel (SICURO 2015). První přehled ochrannářsky motivovaných chovů z amerického prostředí, s přehledem velikostí přírůstků a úmrtností pro velké mlže, publikovali GATENBY a kol. (1996).

Odchov řady druhů severoamerických velkých mlžů v separátních cirkulačních systémech navrhl a úspěšně otestoval BARNHART (2006), jiný laboratorní systém s využitím makrofyt popisují KOVITVADHI a kol. (2008). Oproti nejrozšířenější metodě odchovu na hostitelských družicích ryb byla thajskými autory zavedena metoda in vitro kultivace glochidií některých mlžů s využitím rybí plazmy (KOVITVADHI a kol. 2006, LIMA a kol. 2012). Tato metoda byla zkoušena též na perlorodce říční, avšak neúspěšně (TASKINEN a kol. 2011) – odchov na vhodných liniích hostitelských salmonidů tak pro tento druh zůstává jedinou možností.

Základní poznatky o ekologii sladkovodních unionidů shrnuje v obsáhlé monografii STRAYER (2008).

6.1.2 Přehled odchovů perlorodky říční v Evropě

BUDDENSIEK (1995) zavedl chov perlorodek v perforovaných destičkách – primárně však pro bioindikační účely. Postupy při odchovu tzv. Českou metodou polopřirozeného odchovu (**Obr. 27b**) vyvinul koncem osmdesátých a začátkem devadesátých let J. Hruška se svým týmem (HRUŠKA 1991, 1992a,b, 1999, 2001, AOPK ČR 2013a). V současnosti odchovy probíhají v řadě zemí Evropy (PRESTON a kol. 2007). Novější přehled chovů uvádějí GUM a kol. (2011). Níže uvádíme přehled výsledků některých týmů pracujících na odchovech. Přehled úmrtnosti juvenilních stadií různých druhů mlžů (i perlorodky) v různých chovech je zařazen v **Příloze 11**.



Obr. 27b. Odchovy velkých mlžů v České republice. V současnosti se významně rozvíjejí ochrannářsky motivované chovy: perlorodky z českých chovů vedených B. Dortem ve věku sedmi let.

Příklady týmů pracujících na odchovech perlorodky v Evropě:

Lucembursko – řeka Our

V letech 2005–2011 proběhl v Lucembursku Projekt LIFE (2,2 mil €) na záchranu velevruba tuhého (*Unio crassus*) a perlorodky říční. Část projektu cílící na perlorodku byla zaměřena na záchranu malé zbytkové populace (stovky jedinců) v hraničním toku s Německem. Šlo o řeku Our s velkým povodím ve třech státech (Lucembursko, Německo a Belgie), kde jsou vysoké koncentrace živin (průměrné hodnoty NO_3^- 12,8 mg/l, $\text{PO}_4\text{-P}$ 0,065 mg/l, vodivost 170 $\mu\text{S/cm}$). Chov jedinců větších než 1,5 mm v rámci projektu nebyl úspěšný. Důvodem byly technické problémy a pravděpodobně i neexistence zdroje nezávadné vody. Používána byla modifikovaná metoda odchovu v plastových miskách s doplňkovou výživou (EYBE a kol. 2013). Závěrečná zpráva je k nalezení na internetových stránkách projektu http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=search.dspPage&n_proj_id=2934#El.

Německo – Sasko a Bavorsko

Je důležité dobře dokumentovat slepé cesty vyzkoušené při odchovech. O neúspěšných pokusech chovu perlorodek v různých podmínkách obsáhle referují SCHMIDT a VANDRE (2010).

Oproti tomu v Bavorsku v Passau pod vedením F. Elendera (Landschaftspflegeverband Passau) již téměř 20 let probíhá úspěšný odchov místní populace perlorodky (**Obr. 28**). Část jedinců byla také vysazena do řek Kleine Ohe a Wolfsteiner Ohe. Výsledky odchovů však dosud nebyly publikovány (O. Spisar, ústní sdělení).

Od května 2015 probíhá v Sasku a Bavorsku projekt ArKoNaVera (5,5 mil €) zaměřený na ochranu perlorodky říční a velevruba malířského (*Unio pictorum*), který je financovaný z federálních zdrojů. Odchovy i práce na zlepšení stavu povodí vycházejí z dobrých zkušeností s odchovy v Sasku, vedenými M. Langem (např. GUM a kol. 2011).



Obr. 28a. Německé chovy perlorodek. Nová odchovna v Passau otevřená v březnu 2016 (foto: Ondřej Spisar).



Obr. 28b. Německé odchovy – značení mladých jedinců před vypuštěním speciálními značkami (fotografie převzata ze stránek projektu ArKoNaVera: <http://www.flussmuscheln.de/>).



Obr. 28c. Starší perlorodky z německých odchovů uložené v dřevěném průtočném systému (fotografie převzata ze stránek projektu ArKoNaVera: <http://www.flussmuscheln.de/>).

Anglie – Lake District National Park

Úspěšné odchovy populací perlorodek jsou známy z řek v severní Anglii. Odchovné zařízení organizace the Freshwater Biological Association (FBA) vybudované v rámci projektu ARK je situováno v Lake District National Park a je napájeno vodou z jezera Windermere. Přiváděná voda je filtrována přes filtr s porozitou 20 μm . Odchov bez umělého krmení je zaměřen na šest populací perlorodky říční z okolních řek. Probíhá při přirozené teplotě jezerní vody. V současné době dosáhla nejstarší chovaná věková kohorta 7 let (Obr. 29). Část výsledků metodiky odchovu publikovali LAVICTOIRE a kol. (2015). Článek se zaměřuje na nalezení optimálního režimu čištění průtočného systému.



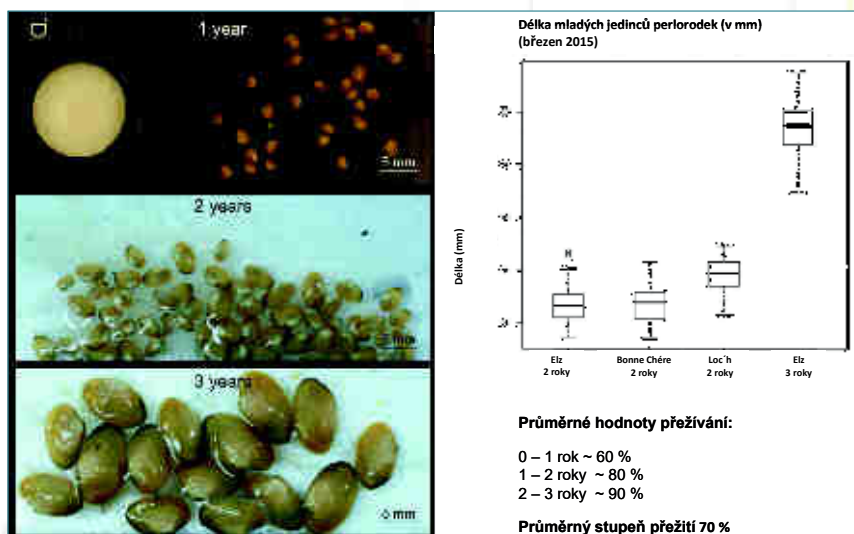
Obr. 29. Anglické chovy perlorodek. Sedmileté perlorodky z anglických odchovů v průtočných systémech syčených vodou z jezera Windermere (fotografie převzata z posteru autorů ALVAREZ-CODESAL a BENITO REYES, 2016).

Francie – Armorican Massif

Projekt LIFE+ Conservation de la moule perlière d'eau douce du Massif Armoricaín (2010–2016), LIFE 09 NAT/FR/000583 byl zaměřen na záchranu šesti zbytkových populací perlorodek. Různé toky se vyznačují rozdílnou mírou degradace. Chemismus nejméně znečištěného toku Elez, kde leží i odchovná stanice, je příznivý (N-NO_3^- 0,6 mg/l, vodivost 62 $\mu\text{S/cm}$), u ostatních toků v oblasti se hodnoty N-NO_3^- pohybují mezi 2,5–4,5 mg/l a hodnoty vodivosti mezi 105–219 $\mu\text{S/cm}$. Odchov probíhá řadou metod, převážně v průtočných korytech s krmením řasovou kulturou. Založeny byly chovy pro omlazení populací z šesti toků. Tab. 1 ukazuje přibližné počty odchovaných jedinců různých věkových skupin. Podle dosud zveřejněných údajů se jedná o typické populace rychle rostoucích jedinců (Obr. 30).

Rakousko – Horní Rakousy

Od roku 2010 probíhají pečlivě dokumentované odchovy v Rakousku v blízkosti hranic s Českou republikou. Iniciační fáze odchovu probíhá v pülitrových plastových dózách s detritem a je použito krmení komerční řasovou směsí se stoupající koncentrací buněk. Odchovna je také vybavena průtočnými žlaby (SCHEDER a kol. 2014). Jedinci jsou dále využíváni k bioindikacím a pro posilování místních populací. Internetové stránky věnované záchrannému programu přináší řadu informací včetně prezentací a článků z mezinárodní konference z Kefermarktu konané v roce 2013: <http://flusperlmuschel.at/fachtagung-flussperlmuschel-international-symposium-freshwater-pearl-mussel/vortraege-presentations.html>.



Obr. 30. Francouzské chovy perlorodek. Dokumentace výsledků odchovy na řece Elez v Bretani (zdroj: prezentace autorů M. Capoulade a P.-Y. Pasco z konference v Bretani, Francie, 2014, dostupná na webových stránkách projektu: <http://www.life--moule-perliere.org/accueilmoule.php>).

Česká republika

V českém prostředí zavedl HRUŠKA (1992b) zimní (zkrácenou) a standardní delší (letní) variantu odchovu s krmením pouze detritem z vybraných pramenišť (AOPK ČR 2013a). V zimním období je totiž aktivita juvenilních perlorodek a ryb v přirozených podmínkách jen minimální a toto období klidu lze v odchovu výrazně zkrátit úpravou podmínek prostředí. Letní a zimní chov zmiňují na příkladu dvou severoamerických druhů unionidů také JONES a kol. (2005). Obr. 31 dokumentuje vybrané výsledky českého ZP.

6.2 Potrava perlorodek a dalších unionidů v přirozeném prostředí a v odchovech

Pro umělé i polopřirozené odchovy se ukazují jako zásadní **detailní znalosti o potravě juvenilních stadií**. Studium potravy mikrofiltrátorů, mezi které perlorodka patří, je však velmi obtížné. Příjem potravy je navíc velice komplikovaný. K třídění materiálu dochází jak na žábřácích, tak v třídícím žaludku. Ne všechny partikule nalezené v zažívacím traktu jsou tedy mlžem využity k získání energie nebo látek pro stavbu těla (BAUER a WÄCHTLER 2001). Proto je nutné použít metody, které na základě stabilních izotopů (např. C a N) umožní zjistit, které druhy partikul jsou skutečně využívány.

Pro skupinu amerických unionidů ověřili NICHOLS a GARLING (2000) a CHRISTIAN a kol. (2004) přímo v tocích, že ačkoliv je zažívací trakt mlžů pravidelně plněn řasovými buňkami, negenerují svou biomasu z řas, ale z bakterií nebo pikoplanktonu (planktonních organismů menších než 2 µm). Podobné výsledky pro evropské druhy získali z finských jezer VUORIO a kol. (2007). Naproti tomu NEWTON a kol.

Tabulka 1. Přehled výsledků odchovu v odchovně na řece Elez ve francouzské Bretani (zdroj: prezentace autorů M. Capoulade a P.-Y. Pasco z konference v Bretani, Francie, 2014, dostupná na webových stránkách projektu: <http://www.life--moule-perliere.org/accueilmoule.php>).

	Elez	Bonne Chère	Loc'h	Airou	Rouvre	Sarthon
Cohort 0+ 2015	10 000	10 000	0	2 000	15 000	5 000
Cohort 1+ 2014	5 000	10 000	2 000	3 000	0	7 000
Cohort 2+ 2013	2 500	2 500	2 400	0	0	0
Cohort 3+ 2012	1 210	5	30	0	0	0
Celkem	18 710	22 505	4 430	5 000	15 000	12 000

(2013) získali na základě izotopové analýzy na geograficky širokém vzorku mlžů severoamerických řek odlišná data. Jejich studie ukázala, že potrava, kterou mlži využívají ke stavbě své biomasy, byla přibližně z poloviny tvořena řasami.

Je možné, že i u jiných druhů unionidů je často přeceňován význam řasové složky v potravě. Pravděpodobně se tak děje i s ohledem na snadnou determinaci některých (nestravitelných) řas a rozsivek v zažívacím traktu mlžů oproti amorfním vločkám detritu nebo mikroskopicky neidentifikovatelným bakteriím. Detailní studie s využitím izotopů pro perlorodku říční dosud chybí. V literatuře se uvádí, že se živí detritem (BAUER a WÄCHTLER 2001), což potvrzují i výsledky z českých odchovů dovedených do dospělosti a krmených **pouze detritem** (HRUŠKA 2004).

V praxi **v chovech nemusíme nutně vědět, co přesně mlži přijímají a stráví za potravu. Stačí empiricky ověřit, která voda či jiný materiál „působí příznivě na růst“**. Mezi prvními, kteří úspěšně testovali zajištění výživy v chovu unionidů pomocí čerstvé říční vody, byli BEATY a NEVES (2004). Obdobnou metodu s využitím vody z jezera úspěšně používá the Freshwater Biological Association (FBA) v Anglii i pro perlorodku.

Pro odchovy se také podařilo adaptovat některé akvaristické nebo v mořské akvakultuře běžné postupy s využitím speciálních krmných směsí. Tým vedený R. Nevesem postupně vyvinul a otestoval podmínky odchovu (substrát, cirkulace, krmné řasové směsi apod.) pro řadu druhů ohrožených amerických unionidů. Mnohé z těchto podmínek jsou však druhově specifické (např. GATENBY a kol. 1997, O'BEIRN a kol. 1998, JONES a kol. 2004, 2005, HUA a NEVES 2007, LIBERTY a kol. 2007, HUA a kol. 2013) a výsledky jsou pro odchovy perlorodky jen omezeně využitelné. Na metodu R. Nevese navázalo několik týmů i při odchovu perlorodky říční (GUM a kol. 2011, EYBE a kol. 2013). Běžné jsou užívané komerčně vyráběné směsi pro akvarijní chov mlžů (např. Nano-shell), popřípadě kombinované s detritem.

Pro jihoevropskou perlorodku *Margaritifera auricularia* zavedl ARAUJO (2003) systém odchovu s využitím přirozené potravy a jesetera jako hostitele. Aktuálně jsou odchovy organizovány v rámci projektu LIFE13/FR/BIO/001162 (SOLER a kol. 2015).



Obr. 31a. Dokumentace výsledků odchovů v českém záchranném programu. Vzrostlí jedinci z kontrolní skupiny ponechané v klínce (fotografie převzata z prezentace J. Hrušky na semináři k vyhodnocení záchranného programu z roku 2007).



Obr. 31b. Jedinci z kontrolní skupiny po 15 letech odchovu, kdy začínají dosahovat pohlavní zralosti (fotografie převzata z prezentace J. Hrušky na semináři k vyhodnocení záchranného programu z r. 2007).



Obr. 31c. Český záchranný program. Volně vysazený jedinec po ukončení intersticiální fáze života (fotografie převzata z prezentace J. Hrušky na semináři k vyhodnocení záchranného programu z roku 2007).



Obr. 31d. Český záchranný program. Jedinci pocházející z poslední fáze první vlny odchovů uskutečněných J. Hruškou v letech 1998–2004, dosud držení v kontrolní klínce (fotografie převzata z prezentace J. Hrušky na semináři k vyhodnocení záchranného programu z roku 2007).



Obr. 32a. Vývoj odchovaných perlorodek po vysazení. Po vysazení bylo možné pozorovat v rameni Blance postupně se vynořující jedince subadultní velikosti s výrazně menšími přijímacími a vyvrhovacími otvory (foto z roku 2007).



Obr. 32b. Vývoj odchovaných perlorodek po vysazení. Velikost jedinců ve věku 5 a 6 let z druhé vlny chovů realizovaných na horní teplotní hranici druhu v horní části povodí Vltavy B. Dortem (foto z roku 2016).



Obr. 32c. Vývoj odchovaných perlorodek po vysazení. Malá skupinka perlorodek z první vlny odchovů, držaná do doby plodnosti v odchovné klínce, vypouští glochidie (namodralé obláčky v pravé části obrázku).

6.3 Vysazování a monitoring následného přežívání vysazených mlžů

BOLLAND a kol. (2010) se zaměřili na popis lokalit a mikrohabitatů, kam je vhodné odchované perlorodky vysazovat. Vypouštěné jedince, pokud to jejich velikost umožňuje, je vhodné označit viditelnými optickými značkami (ARAUJO a kol. 2015) nebo je vybavit pasivními integrovanými čipy, PIT (HUA a kol. 2015), pro následné snazší dohledávání (v případě PIT značek i pod sedimentem) – na Obr. 32a je názorně vidět, jak špatná je dohledatelnost mladých perlorodek. Žádné údaje o přežívání vysazených jedinců perlorodky říční dosud nebyly v zahraničí publikovány, přestože značení již nějakou dobu probíhá i v hraničních tocích s ČR (údaje však existují jen pro jiné druhy sladkovodních mlžů).

Detailní výsledky vysazování českých odchovů nebyly rovněž dosud publikovány, přehled podílu odchovaných jedinců přináší SIMON a kol. (2015). Značení vypouštěných jedinců bylo v ČR zkoušeno jen u malého počtu subadultů v 80. letech 20. století pomocí hliníkových značek. Standardní plastové značky se používají v záchranném programu ke značení adultních jedinců, se kterými bylo manipulováno např. při transferech nebo odběrech hemolymfy. Dosud jsou dokumentovány nálezy jen jednotlivých označených kusů na Lužním potoce (O. Spisar, ústní sdělení).

Zejména v rámci krátkodobých projektů je ověření výskytu dospívajících jedinců vysazených na lokalitě z odchovných pokusů obtížné. Jako základní metoda hodnocení úspěšnosti je obvykle používána míra úmrtnosti (obsáhlý přehled podávají LAVICTOIRE a kol. 2015, viz též Příloha 11) a rychlost přírůstku. Výjimku představuje práce autorů FATHALLAH a kol. (2010), kteří navrhuji jako alternativní

metodu sledování dostatečné výživy juvenilních mlžů měření poměru DNA/RNA a procenta bílkovin v biomase mlžů. To by mohlo nahradit dosud jedinou používanou metodu, a to měření velikosti přírůstků.

Maximální rychlost růstu nemusí nutně znamenat nejlepší variantu při ochranněsky motivovaných odchovech (viz kapitoly 5 a 7). Rychlost růstu je podmíněna také přirozenými podmínkami v jednotlivých částech areálu perlorodky. Nížinné (rychle rostoucí, krátkověké) populace a horské/ arktické (pomalu rostoucí, dlouhověké) populace budou i v optimálních podmínkách pravděpodobně vykazovat odlišné výsledky (viz Obr. 29 versus Obr. 32).

Také minimální úmrtnost nemusí znamenat dlouhodobou výhodu pro přežívání v přirozeném prostředí. HRUŠKA (1998) a ARAUJO a kol. (2015) pokazují na to, že chov musí v maximální možné míře zachovat působení přírodních faktorů, aby nedošlo k selekci jedinců s přizpůsobením zcela nevhodným pro přežití v přírodě (JONES a kol. 2006, HOFTYZER a kol. 2008). Například v konkrétních přírodních podmínkách českých horských řek by mohlo dojít při krmení vysoce nutričními krmnými směsmi na bázi řas k přežití jedinců neschopných po vysazení využívat nutričně chudé zdroje potravy.

To neznamená, že intenzivní „rozkrmení“ v prvních letech života je špatným přístupem. Takový postup je však neověřený a takto odchovaní jedinci nepředstavují doposud nikde kohortu plodných dospělců žijící v přirozených podmínkách. Kupříkladu známá obnova populace perlorodky na řece Lutter (podrobněji viz Příloha 26) byla založena nikoliv na odchovech, ale na umělé invadaci ryb kombinované s rozsáhlou revitalizací povodí (ALTMÜLLER a DETTMER 2006). Výjimkou jsou pouze perlorodky odchované v ČR v minulých desetiletích, úspěšně nalezené po vysazení do toků na více

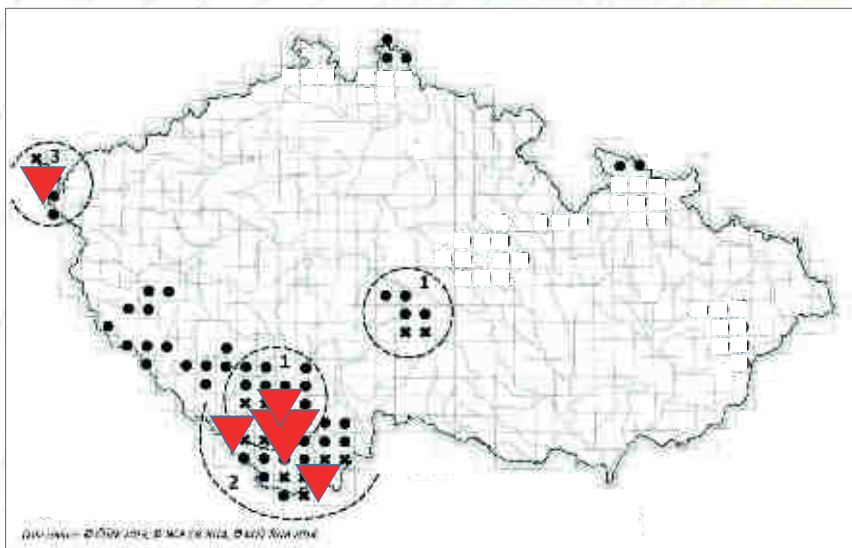
místech. V současné době již nejstarší odchované perlorodky z odchovů realizovaných týmem J. Hrušky vstoupily do reprodukčního věku, a to jak v klíčkovém izolátu (Obr. 32), tak po vypuštění do volnosti (viz mapa lokalizace omlazených populací, Obr. 33). Omladit se tak podařilo ve významné míře čtyři lokální populace (Blanice, Zlatý potok, Malše a Rokytnice). Na Jankovském potoce, kde byl realizován malý zkušební výsadek, nebyli juvenilové po vypuštění nalezeni. Při vyhodnocování výsledků chovů je proto nutné vyčkat do doby, kdy jedinci dokončí hyporeállovou fázi života a vstoupí do plodnosti.

6.4 Postup odchovu

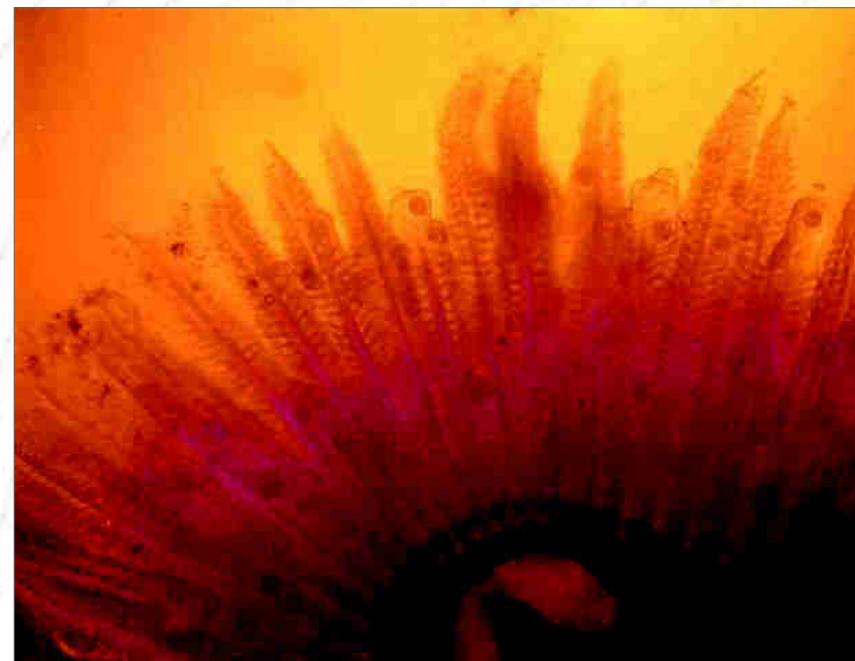
6.4.1 Invadování hostitelských ryb

Pro odchov je nutné s předstihem zajistit dostatečný počet ryb pro řízenou invadaci žaber. Vhodné jsou dle zkušeností ryby z divokých populací o velikosti do 15–20 cm, které, soudě podle lokality původu, nepřišly dosud do kontaktu s perlorodkou. Dobré výsledky byly také s některými liniemi ryb z líhní (DOUDA 2015).

V našich podmínkách je hostitelem parazitární larvy glochidie (velikost glochidií je 60×80 µm – Obr. 34a) pstruh obecný f. potoční (*Salmo trutta* m. *fario*) (Obr. 34b). Vzhledem k dlouhodobé



Obr. 33. Mapa lokalizace populací omlazených pomocí polopřirozeně odchovaných juvenilů. Velký trojúhelník – stovky nalezených subadultů po ukončení hyporeállové fáze života, malý trojúhelník – jednotky až desítky nalezených kusů subadultů. Je nutné uvážit, že řada jedinců na chladných lokalitách ještě neukončila fázi života skrytou pode dnem. Plné body – doložený historický výskyt, ležaté křížky – výskyt po roce 1985. Číslo označují geneticky detekované místní populace: 1 – blanická, 2 – malšská, 3 – šalská s naznačeným recentním rozšířením (upraveno podle SIMONA a kol. 2015).



Obr. 34. (a) Glochidie perlorodky viditelné jako tmavší tečky na žábách po dobrém přijetí imunitním systémem ryby, která je plně obklopila hojivou tkání.



Obr. 34b. Hostitel glochidií perlorodek v našich podmínkách, pstruh obecný potoční. Larvy se dobře vyvíjejí na mladých 1–2 letých pstruzích, starší ryby (na obrázku již dospělý jedinec) jsou obvykle vůči glochidiím imunní (foto: David Štrunc).

koevoluci obou druhů došlo k ustálení vazby mezi perlorodkou říční a místní subpopulací pstruha. Studie v Norsku (LARSEN 2005) a v Německu (ALTMÜLLER a DETTMER 2006) prokázaly nejvyšší úspěšnost parazitární invaze u pstruhů z povodí, odkud pocházeli i jedinci perlorodky říční, tedy na pstruzích z místní subpopulace. S geografickou vzdáleností mezi populací perlorodky říční a jejím hostitelem roste i riziko neúspěšného vývoje larev. Na jiných hostitelích, např. na žábách pstruha duhového (*Oncorhynchus mykiss*), se sice glochidie uchyťí, ale v průběhu 48 hodin hyne (SCHARSACK 1994).

V podmínkách České republiky bohužel v minulosti často docházelo k míchání a přesazování populací pstruha mezi zdrojovými povodími. Hostitelská kompatibilita tak není v našich podmínkách vždy geograficky provázána. V rámci jednotlivých populací existuje také významná variabilita v kvalitě hostitelů. Pro úspěšný průběh parazitické fáze je tedy vždy vhodné ověřit kvalitu používaných hostitelů (DOUDA 2015).

Velkou pozornost je také nutné věnovat původu glochidií využívaných k invadacím proto, aby byla udržena genetická variabilita odchovaných jedinců (blíže se ke genetickým aspektům odchovu unionidů vyjadřují HOFTYZER a kol. 2008). Nejvhodnější je použití směsi glochidií od většího počtu jedinců z přirozeného oplození v přírodních koloniích, nejlépe od 15 samic z přirozeného oplození ve velké kolonii. Problematické jsou z tohoto pohledu dlouhodobě uzavřené laboratorní systémy na invadaci, kde se rozmnožování účastní jen malý počet jedinců produkujících spermie a vajíčka.

J. Hruškou používané postupy invadace (směs glochidií od mnoha přirozeně žijících jedinců nebo invadace v klecích pod přirozenými početnými koloniemi) a následného odchovu s maximálním

zachováním přírodních podmínek byly v tomto směru úspěšné (HRUŠKA 1998). Nedávná studie zaměřená na genetické aspekty populací perlorodky v ČR (BRYJA a kol. 2010) doložila na základě genetické variability odchovaných subadultů skutečnost, že jejich genetická variabilita nebyla redukována.

Další postupy odchovu časově závisejí na sumě průměrných denních teplot vody perlorodkami obývaného toku, a to od počátku vegetační sezóny (měsíce dubna). Perlorodkami spontánně uvolňovaná dozrávající oplozená vajíčka jsou odebírána pro stanovení stupně jejich vývoje. Ten koreluje se sumou teplot, přičemž podle vývoje počasí lze zhruba stanovit čas dozrávání glochidií.

K dozrávání glochidií dochází většinou v průběhu srpna, tedy na vrcholu léta. Zralé glochidie jsou odebírány, aby bylo možné v připravené lázni řízeně invadovat rybí hostitele. Koncentrace glochidií v lázni se pohybuje v hodnotách desetitisíců glochidií na litr vody.

6.4.2 Chov invadovaných ryb – řízená metamorfóza perlorodek

Dále je uveden příklad přesného časového postupu při řízené metamorfóze perlorodek, který je závislý na hydrologických poměrech dané lokality.

Po řízené invadaci jsou ryby drženy v odchovných žlabech, rybnících a náhonech nebo klecích s dostatečným vnosem potravy a kyslíku. Ryby určené pro **jarní odchov** jsou takto drženy až do následující vegetační sezóny. Ryby pro **zimní odchov** jsou v přirozeném prostředí drženy do počátku mimovegetační sezóny (měsíce října).

Řízenou metamorfózu lze zahájit kdykoliv v období od osídlení hostitelů glochidii do doby přirozeného vypouzdření juvenilních perlorodek, a zkrátit tak toto období podle dosažené sumy teplot před započítáním a dodané sumy teplot po započítání řízené metamorfózy. V podmínkách českých lokalit ji tedy lze zahájit kdykoliv od srpna, kdy většinou probíhá invadace ryb, po červen až červenec následujícího roku, kdy dochází k přirozenému ukončení metamorfózy na hostiteli. Podrobněji je tato problematika rozebrána v **Příloze 10**.

Pro dokončení metamorfózy a vypouzdření perlorodek bývá při tzv. zimním odchovu potřeba cca 60 dní, zatímco při tzv. jarním odchovu cca 30 dní. Vše je samozřejmě závislé na sumě teplot dosažené před započítáním.

Při zimním odchovu, probíhajícím od října do konce února následujícího roku, dojde nejen k dokončení metamorfózy, ale i k dokončení 1. růstové periody, kdy vitální jedinci dosáhnou v průměru délky schránky 1 mm. Po odpočinkovém období v chladné vodě toku v klíčcích, na počátku vegetační sezóny začíná 2. růstová perioda (1+). Během jednoho roku juvenilní perlorodky prodělají dvě růstové periody, aniž by to mělo nepříznivý vliv na jejich další vývoj a přežívání. Pokud mezi růstovými periodami chybí odpočinkové období, nastávají různě dlouhé prodlevy v růstu a při jeho pokračování dochází i k úhynům (HRUŠKA 1999). Významnou výhodou zimního odchovu je získání juvenilních perlorodek stáří 1+ na počátku vegetační sezóny, kdy je prováděno bioindikační testování biotopu.

Výhodou jarního odchovu je kratší doba teplotně řízené metamorfózy glochidií na hostiteli, vzhledem k nasčítání denních stupňů před uložením do odchovných zařízení během mimovegetační sezóny. Vzhledem k tomu, že perlorodky po vypádnutí z hostitele vstupují na počátku vegetační sezóny do 1. růstové periody (0+), nelze s nimi počítat při bioindikačním testování. Výhodou však je pokračování v odchovu perlorodek méně pracným způsobem, a to tzv. klíčkovým odchovem v přirozených podmínkách (kapitola 6.4.3.3). Co se týká dalšího přežívání perlorodek z obou typů odchovů, je výzkum teprve na začátku a výsledky zatím není možné exaktně prokázat.



Obr. 35a. Odchovné zařízení pro ryby. Recirkulační odchovný systém sestavený K. Doudou v rámci řešení projektu OPŽP „Soužití člověka a perlorodky ve Vltavském luhu“, využívaný Správou NP Šumava k odchovu perlorodek.



Obr. 35b. Karel Douda, autor recirkulačního odchovného systému.

6.4.2.1 Zimní odchov

Počátkem mimovegetační sezóny jsou ryby přeloveny do odchovných zařízení (akvarijních nádob s recirkulací nebo výměnou vody, Obr. 35) v odchovné stanici a následuje teplotně řízená metamorfóza glochidií na perlorodky. Ta je rozdílná podle typu odchovného zařízení. V zásadě však lze říci, že je kladen důraz na udržování čistoty vody a akvarijních nádob, kde jsou ryby chovány, a navození konstantní teploty vody v rozmezí 15–17 °C pro hladký průběh metamorfózy. Během chovu jsou ryby pravidelně krmeny a samozřejmějstí je dostatečně sytí kyslíkem.

Po dosažení cca 700 denních stupňů (D° – součet průměrných denních teplot vody měřených v odchovných zařízeních) se obvykle začínají objevovat první vypadlé, avšak

převážně mrtvé, juvenilní perlorodky. V tuto dobu, tedy na počátku listopadu, je nutné přikročit k jejich pravidelnému vyhledávání v nečistotách (sedimentu na dně) zachycených na sítu o velikosti ok 0,1 mm. Po dosažení hodnoty cca 900 D° se intenzita vypouzdřování juvenilů a vypadávání z hostitele zvyšuje, avšak stále vypadávají jedinci spíše malí a nedostatečně vyvinutí, o velikosti cca 0,25 mm. S narůstající hodnotou sumy teplot přicházejí již životaschopnější jedinci. Po překročení hodnoty 1 000 D° vypadávají juvenilové o velikosti větší než 0,3 mm. Nad hranici 1 200 D° je intenzita vypadávání nejvyšší a nezdědká se objevují juvenilní perlorodky o velikosti až 0,5 mm. Od cca 1 400 D° (polovina prosince) počet vypouzdřených perlorodek prudce klesá, až je řízená metamorfóza ukončena. Voda v odchovných zařízeních je postupně ochlazována, a to tak, aby teplotní skok nepřesáhl 5 °C za 24 h. Po dosažení teploty shodné s teplotou povrchových vod jsou ryby po dohodě vráceny do péče spolupracující rybářské organizace.

Podle zkušeností získaných během řízené metamorfózy, opakovaně potvrzených, lze konstatovat, že hostitelská ryba o velikosti 15 cm bez problému užívá 1 000 zapouzdřených glochidií až do jejich přeměny na juvenilní perlorodky (Obr. 36).

6.4.2.2 Jarní odchov

Počátkem vegetační sezóny jsou ryby přeloveny do odchovných zařízení v odchovné stanici (akvarijních nádob s recirkulací nebo výměnou vody) a následuje teplotně řízená metamorfóza glochidií na perlorodky. Průběh je stejný jako při zimním odchovu. Jak je uvedeno v kapitole 6.4.2, zkracuje se doba potřebná na metamorfózu, a to o denní stupně nasčítané zejména během konce léta a podzimu.

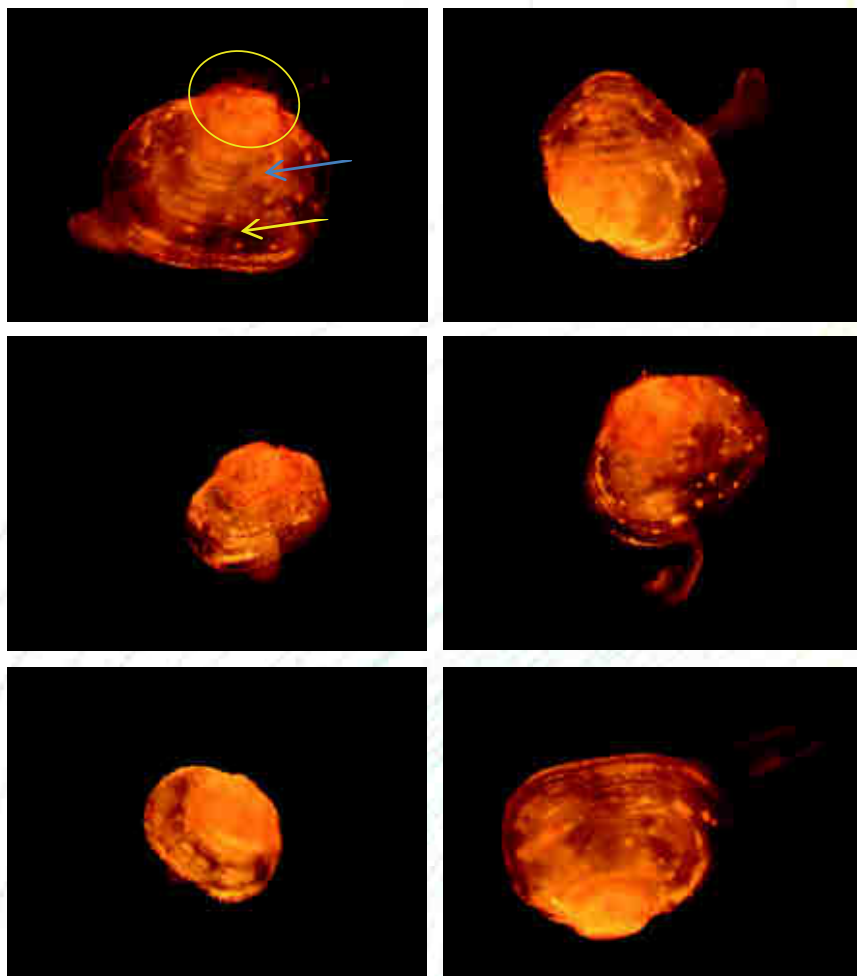
6.4.3 Odchovný cyklus juvenilních perlorodek Českou metodou dle J. Hrušky s výstupem 5 000 juvenilních jedinců

Tzv. Česká metoda je celý komplex postupů, včetně potravní péče, bioindikčního hodnocení odpovědí juvenilních perlorodek na jednotlivé způsoby ochranné péče a z nich vyplývající úpravy použitých postupů. Více uvádí Příloha 10 (polopřirozený odchov), anebo práce HRUŠKY (1999). Další text bude zaměřen na pracovní postupy polopřirozeného odchovu.

6.4.3.1 Zimní odchov

Perlorodky jsou po ukončení metamorfózy na hostiteli ukládány po 450 až 500 exemplářích do odchovných boxů (Obr. 37). Jedná se o plastové dózy s víkem o objemu 1 l. Boxy jsou shromažďovány v laboratoři při udržování teploty vzduchu mezi 16–18 °C, přičemž mezi víkem a dózou je udržována štěrbinu pro přístup kyslíku do vodního prostředí.

Polopřirozený odchov spočívá v periodickém čištění odchovných boxů, důkladné prohlídce chovaných jedinců a výměně detritu coby potravy. Perioda pro každý box je stanovena na 120 hodin (Obr. 38). Po této době je vždy obsah boxu, tedy voda a detrit s chovanými perlorodkami, přecezen přes síto o velikosti ok od 0,2 mm. Velikost ok síta se postupně zvětšuje, jak rostou lastury perlorodek. Ke konci odchovu se již používá síto o velikosti ok 0,3 mm. Perlorodky jsou shromažďovány do Petriho misky pro ověření průběhu odchovu pomocí binokulárního stereomikroskopu a jiné zvětšovací techniky (Obr. 39). Uhynulí jedinci jsou z odchovu odstraněni. V případě sebemenšího náznaku onemocnění perlorodek jsou podezřelí exempláře uloženy do karantény. Pro postižený odchovný box je zkrácena perioda čištění na 24 hodin, v případě plísňového onemocnění na 12 hodin. Větší



Obr. 36. Juvenilní perlorodky. Velikost i tvar juvenilních perlorodek ve věku 1+ dosti kolísá. Na fotografiích je vidět glochidiální čepička (žluté kolečko – neprůhledná nejstarší část lastury s červenými nárosty, která velikostně odpovídá jedincům 0+), dále pak část lastury vyrostlá v průběhu první růstové periody (modrá šipka – mléčně zbarvená část) a nejsvětlejší část z počátku druhé růstové etapy (žlutá šipka).

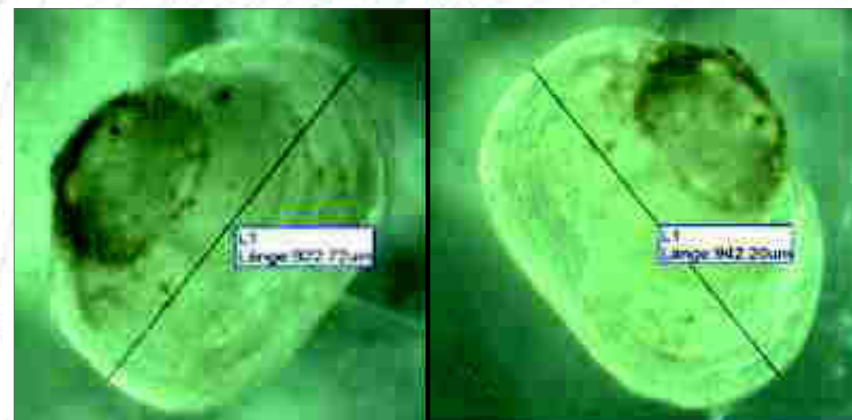
a aktivnější exempláře bakteriálním nákazám většinou nepodléhají nebo odolávají nejdéle, ovšem v případě nezachycení plísňových onemocnění může být mortalita během 120 hodin trvající periody až 100 %.

Pro potravu juvenilních perlorodek je užít detrit odebíraný z vytipovaných pramenných vývěrů nebo drobných stružek potravních prvků sycených vodou z hlavního toku. Tím jsou chovaní mlži vystaveni změnám chemismu vody kopírujícím změny průtoku a rovněž získávají imunitu proti nákazám.



Obr. 37. Odchovný box pro perlorodky s odchovnou kapacitou až 500 jedinců.

Při odběru detritu je postupováno následovně: Na místě odběru je odebíraný detrit přeléván přes síto o velikosti ok 0,75 mm, čímž jsou vyselektovány větší částice a převážná část prameniští fauny. Vzhledem k možnému zamrznutí ok síta během odběru nelze použít jemnější síťovinu. Po převozu do odchovné stanice je detrit dále scezen přes síto o velikosti ok 0,1 mm a uskladněn při teplotě 4 °C. Před samotným užitím pro krmení je detrit scezen přes síto o velikosti ok 0,04 mm a pozvolna zahříván na teplotu 16–18 °C.



Obr. 38. Příklad přírůstku schránky juvenila perlorodky po 120 hodinové periodě.

Fáze odchovu, kdy je v laboratorních podmínkách navozeno vegetační období, je ukončena na konci února. V místě uložení odchovných boxů je teplota vzduchu v krocích 5 °C za 24 hod postupně snižována na hodnotu mezi 1–4 °C. O část odchovaných perlorodek, se kterými je počítáno pro bioindikační testy, je dále pečováno v laboratorních podmínkách, a to až do počátku vegetační sezóny, čímž se mlžům navodí klidová fáze zimního období. I v tomto období však pokračuje periodická prohlídka perlorodek včetně krmení. Další část perlorodek je uložena do odchovných klíček a je o ně pečováno v rámci klíčkového odchovu v přirozených podmínkách.

Zimní typ odchovu je užíván zejména z důvodu získání perlorodek pro bioindikační testování v následující vegetační sezóně. Jedinci vstupují do testu na počátku své 2. růstové periody (druhý rok života, tedy 1+), přičemž kvalitu testu určují stejné výchozí podmínky pro všechny exempláře vystupující z odchovu. O perlorodky je dál pečováno v rámci klíčkového odchovu.

6.4.3.2 Jarní odchov

Při tomto typu odchovu je postupováno stejně jako při zimním odchovu. Po ukončení metamorfózy jsou tedy perlorodky ukládány do odchovných boxů v laboratoři při teplotě vzduchu a potažmo i vody mezi 16–18 °C. Následuje maximálně měsíční fáze polopřirozeného odchovu z důvodu čekání na dobré hydrologické podmínky v tocích (po jarním tání), kde odchov pokračuje v přirozených podmínkách v odchovných klíčkách (viz následující kapitola).

6.4.3.3 Klíčkový odchov juvenilních perlorodek 0+ až 5+ v toku

Pro odchov perlorodek v přirozených podmínkách byla v minulých letech vyvinuta tzv. odchovná klíčka (autor J. Hruška, **Obr. 40**). Jedná se o plastovou dózu s pevně uzavíratelným víkem o rozměrech 170 × 100 × 70 mm. Dózu je nutno upravit, tedy opatřit velkými otvory na všech stěnách a víku a tyto otvory vyplnit síťovou tkaninou (lze použít např. Uhelon) s velikostí ok podle stáří perlorodek, které budou v klíče chovány (od 200 až do 2 000 µm). Do klíčky je uložen písek velikostní frakce 2–4 mm, a to do 1/3 výšky. Odchovná klíčka vytváří mikrohabitat velmi podobný přirozeným podmínkám ve dně toku a umožňuje vnos detritu neseného vodou přes průtočné stěny.

Perlorodky jsou ukládány do klíček v množství podle stáří, tedy i velikosti schránek, zpravidla 1 000 exemplářů stáří 0+ po 100 exemplářů stáří 5+. V toku jsou předem vybrána bezpečná a případně vyzkoušená místa z důvodu eliminace nepříznivých přírodních (povodně, ledochod apod.) a antropogenních vlivů. Jsou vybírána místa, která se svými podmínkami co nejvíce blíží přirozenému habitatu perlorodky říční, tedy úseky s pomalejším prouděním vody (cca do 20 cm/s) na kraji proudnice v meandru či zákrutu na vnitřní straně. Klíčky jsou před uložením do vody opatřeny kotvicím kamenem. Klíčka je tedy pomocí sítě s šířkou ok 10 × 10 mm upoutána k plochému kameni o hmotnosti alespoň 1 kg a uložena na dno tak, aby delší strana klíčky svírala s proudnicí úhel cca 45 ° (**Obr. 41**).

Během klíčkového odchovu je prováděna pravidelná kontrola neporušenosti klíčky a čištění klíčky od naplavených sedimentů. Interval kontroly a čištění je stanoven na 14 dnů, avšak při nízkých průtocích nebo naopak bezprostředně po vyšších průtocích se interval zkracuje. Při kontrole klíčky je nejdříve jemným kartáčkem vyčištěn povrch síťové tkaniny a jemný sediment z prostoru klíčky je vyvířen krouživými pohyby. Vše je nutno provádět pod vodou.

Na konci vegetačního období jsou klíčky vyzvednuty z toků pro roční hodnocení úspěšnosti odchovu (**Obr. 42**), tedy zjištění průměrných přírůstků schránek a přežívání. Při hodnocení nebo výměně klíčky je její obsah vysypán do kruhové nádoby částečně naplněné vodou. Následně jsou krouživými pohyby vyplaveny lehčí částice do druhé nádoby. Tato metoda se užívá při rýžování zlata, avšak zde je žádoucí získat těžké částice. Po jednom vyplavení je nutno přebat „balast“ tvořený jemnými



Obr. 39a. Odchov juvenilních perlorodek. V odchovném boxu se juvenilní perlorodky shromažďují pod detritem, kde vytvářejí skupiny (foto po částečném odfouknutí detritu).



Obr. 39b. Perlorodky při periodické kontrole pod mikroskopem.



Obr. 39. (c) Detail juvenilů 1+ vhodných k použití pro bioindikace a okolního jemného detritu.



Obr. 40. Odchovná klíčka pro juvenilní perlorodky - klíčka s pískem, opatřená kotvícím kamenem a síť. Dole klíčka během vykládání perlorodek z odchovných dóz.



Obr. 41. Klíčka umístěná v terénu ihned po instalaci (srovnání se zanesenou klíčkou přináší Obr. 50).

sedimenty, zbytky schránek chrostíků, lamet pakomárů a bentosu včetně jejich výměšků. Schránky chrostíků jsou navíc důkladně prohlédnuty vzhledem k možnému zapracování živých perlorodek (0+, 1+) do jejich stěn.

Při ukončení každé růstové periody je provedena výměna odchovné klíčky za klíčku s řidší síťovinou.

6.5 Opatření proti mísení odchovávaných populací

Při odchovu geneticky odlišných populací (jako byla například Sálská populace původem z Lužního potoka odchovávaná na Blanici) je nutné za místo klíčkového odchovu v ramenech či stružkách vždy zařadit oddělovací objekty, protože klíčka ve volné vodě může být snadno poškozena mimořádnou událostí. Juvenilní stadia by pak mohla uniknout do biotopu geneticky odlišné populace perlorodek. K tomu účelu byly již v první fázi odchovů zřízeny za odchovnými úseky sedimentační tůně s režimem vysušení a vymrzání, které neumožňovaly vnesení případných uniklých juvenilních stadií do toku. Vhodnější je proto zajišťovat klíčkový odchov vždy v mateřském povodí. Tento postup také lépe připraví juvenilní jedince na všechny faktory přírodního prostředí, se kterými se mohou setkat po vysazení do volnosti, a charakter jejich kolísání (prudké změny chemismu při tání, proudové změny, místně se vyskytující patogeny, charakter nesených sedimentů apod.).



Obr. 42a. Starší ročníky perlorodek odchovaných v klíčkách ve věku 7 let z druhé vlny odchovů (srpen 2016).



Obr. 42b. Starší ročníky perlorodek odchovaných v klíčkách ve věku 6 let z druhé vlny odchovů (srpen 2016).

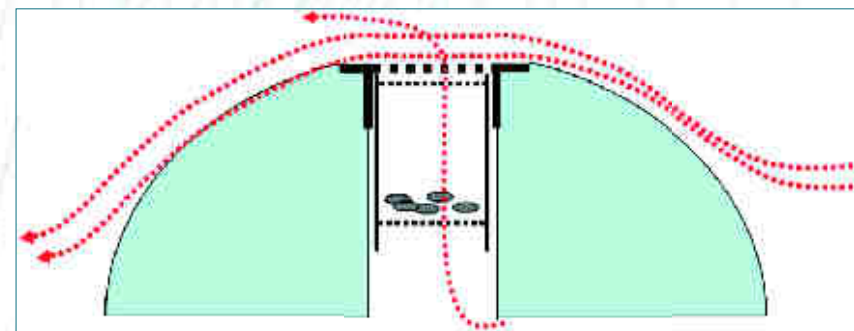
6.6 Ověření možnosti použití missourských kamenů pro odchov perlorodek

Pro ověření možnosti použití tzv. missourských kamenů při odchovu perlorodek byly vyrobeny dva pokusné exempláře podle vzorů z amerického pracoviště (**Příloha 12, Obr. 43**). Vnitřní úložný perforovaný válec byl vyroben z plastu s nerezovým sítím na horním a spodním konci. Před použitím byl vnitřek vyložen tkaninou Uhelon o velikosti ok 350 µm. Jedinci perlorodek byli v těchto missourských kamenech exponováni na Teplé Vltavě v lokalitě Meandr po dobu jednoho měsíce, paralelně s instalací destiček. Průměrné přežívání bylo za 30 dní 84,5 % oproti 95,8 % u paralelně instalovaných destiček.

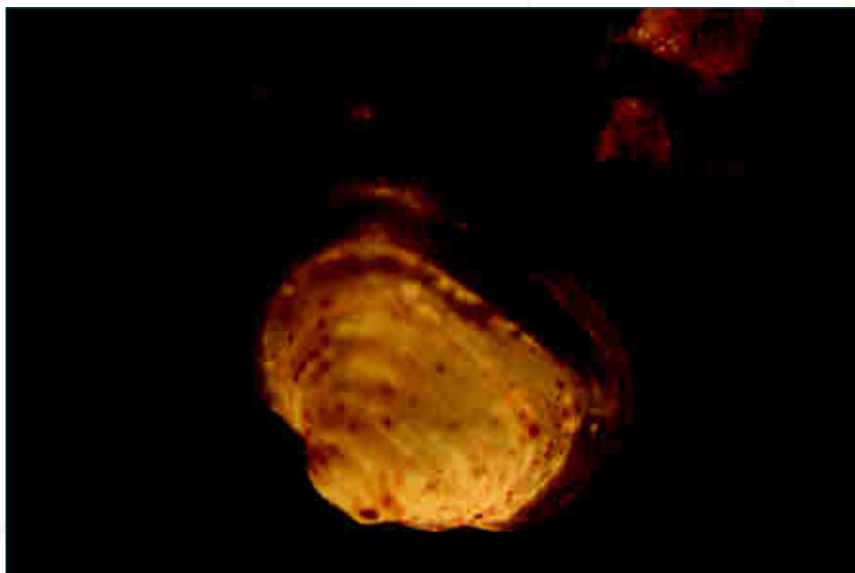
Jako nepraktické se ukázalo vybírání juvenilů ze sítoviny, kdy hrozilo vzhledem k nepřehlednosti povrchů velké nebezpečí ztracení jedinců. Za vhodnější pokládáme pokrytí vnější nerezové mřížky nalepenou sítovinou Uhelon nebo přímo použití jemné nerezové sítoviny pro konstrukci vnitřního koše.

6.7 Vysazování a kontrola přežívání odchovaných juvenilních perlorodek

Vysazování odchovaných perlorodek probíhá v ČR od začátku 90. let. Doposud byli starší odchovaní jedinci vysazeni ve větším množství do NPP Blanice (**Obr. 44**; od roku 1995 celkem 49 468 ks), dále pak byli vysazeni v těchto počtech: Teplá Vltava (1 180), Zlatý potok (887), Lužní potok (1 329), Malše (438). Malá kontrolní skupina 42 jedinců byla vysazena do neperspektivní lokality Jankovský potok a dále 34 ks do vysychající Bystřiny (SIMON a kol. 2015). Velikost vysazovaných jedinců neumožňuje ve většině případů použít pevné značky na schránce, protože starší vrstvy schránky jsou rychle rozpouštěny (**Obr. 45**). Kontrola přežívání je však u všech populací možná vzhledem k dlouhodobé absenci přirozené reprodukce na většině lokalit. Na lokalitách, kde je potvrzeno přirozené rozmnožování v počtu maximálně desítek kusů (dolní Malše, náhon Blanice v Husinci), jsou omezeně se rozmnožující populace lokalizovány v dolní části toku a k vysazení zde došlo o mnoho desítek kilometrů výše proti proudu. I na Teplé Vltavě, kde bioindikační testování nevylučuje možnost přirozené reprodukce, jsou nalezení subadultů i schránky uhynulých adultů lokalizováni v místech vysazování provedeného v roce 1998 (MATASOVÁ a kol. 2013; **Obr. 46**). Zjištěný počet subadultních jedinců z odchovu meziročně stoupá a na některých lokalitách dosahuje již 10 % celkové populace.



Obr. 43a. Schéma missourského kamene podle M. Ch. Barnharda.



Obr. 43b. Juvenilní perlorodka po odchovu v missourských kamenech v Teplé Vltavě v roce 2016. Dobře viditelné jsou nejnovější světlý přírůstkový pruh, bělavé starší přírůstky a svalnatá noha.



Obr. 43c. Prototyp missourského kamene pro experimentální účely.



Obr. 44a. Detail subadultního jedince vystupujícího z intersticiální fáze života s dosud dobře zřetelnými přírůstky (úspěšný výsledek odchovu a následného vysazení na řece Blanici).



Obr. 44b. Skupina dospělých jedinců na Blanici (úspěšný výsledek odchovu a následného vysazení na řece Blanici).



Obr. 45. Porovnání velikosti erodované části schránky perlorodky z odchovů z 90. let s přibližnou maximální velikostí vysazovaných perlorodek ve stejném měřítku.



Obr. 46a. Dobře zřetelná kohorta subadultů vysazených v Teplé Vltavě v roce 1998. Schránka subadultního jedince nalezená v roce 2012 pod místy vysazení.



Obr. 46b. Schránka dospělého jedince ze stejné lokality.

7 Metodika bioindikací

Pokud vystavíme mladé jedince perlorodky říční v zasíťovaných komůrkách nebo v jiných nádobách kontrolované experimentálními podmínkami, můžeme po uplynutí určité doby zjistit, jak rychle rostli, a případně také vyhodnotit úmrtnost. Tyto takzvané bioindikace patří od počátku záchranného programu perlorodky říční (HRUŠKA 1992b, 1999) k hlavním nástrojům umožňujícím poznat ekologii druhu, rozpoznat kritická místa životního cyklu a ověřit nové postupy na zlepšení biotopu.

Cílem této části metodiky je stručně shrnout, jak bioindikace provádět či vyhodnocovat, a vůbec celkově přispět ke standardizaci postupů. Mimo jiné je zde také uvedeno několik nedávných zlepšení postupů, která mohou bioindikace zlevnit a usnadnit statisticky korektní vyhodnocení výsledků. Rozsah textu je limitován, proto je v řadě podrobností odkazováno na další kapitoly metodiky zaměřené např. na odchovy a zlepšení potravní nabídky. Tato metodika by měla doplnit metodické dokumenty záchranného programu (AOPK ČR 2013a), na jehož text je zde často odkazováno a který je volně dostupný na www.zachranneprogramy.cz.

7.1 Přehled stavu poznání a rozsahu použití bioindikační metody pro perlorodku říční ve světě a u nás

Obecným principem různých systémů bioindikací je předpoklad, že výskyt nebo fitness jedinců jednotlivých druhů, vyšších taxonů nebo ekologických skupin odráží stav prostředí. V hydrobiologii se ve druhé polovině 20. století rozvinula evropská bioindikační škola (ZELINKA a MARVAN 1961, LIEBMANN 1962, SLÁDEČEK 1973), která vypracovala několik saprobiologických bioindikačních systémů, využívaných v praxi například pro hodnocení míry eutrofizace vodních toků (např. aktuální norma ČSN 75 7716). Tento přístup má však celou řadu kritiků a například v anglosaském světě se příliš neprosadil (ALLAN a CASTILLO 2007). Výskyt organismů je totiž ovlivněn kromě fyzikálně-chemických podmínek prostředí i mezidruhovými vazbami, životní historií, populačními cykly, trofickými kaskádami atd. (ALLAN a CASTILLO 2007, MACNEIL a BRIFFA 2009, HEINO a kol. 2015).

Vhodnější je tedy využívat bioindikace v úzkém slova smyslu, kdy z expozice malého vzorku jedinců určitého druhu v daném prostředí usuzujeme, zda zde můžeme očekávat podmínky vhodné pro tento druh. V tomto případě nemusí být na závalu, pokud nevíme, které faktory na daný druh působí. Zejména u dlouhověkých organismů tak můžeme získat kromě míry úmrtnosti i údaje o rychlosti růstu, plodnosti nebo jiných charakteristikách fitness daného druhu. V botanice je například zavedena metoda přesazovacích pokusů (GRACE a WETZEL 1981).

V rámci realizace záchranného programu (ZP) perlorodky říční je využíváno bioindikační metody poprvé vyvinuté BUDDENSIEKEM (1995) za účelem sledování ekologických nároků sladkovodních mlžů. Metoda je založena na přesném změření velikosti rychle rostoucích juvenilů na počátku a na konci experimentu. Zjištěný přírůstek se následně vyhodnocuje v čase pro jednotlivé lokality. Prostřednictvím této metody též získáváme údaje o úmrtnosti. Například zvýšená úmrtnost může rychle poukázat na akutní toxicitu prostředí.

Metodu dále převzal a opakovaně užíval J. Hruška (HRUŠKA 1995, 1999, HRUŠKA a VOLF 2003). Vzhledem k vysoké úmrtnosti jedinců těsně po odpadnutí z ryby (kohorty 0+, tedy jedinců, kteří ještě neukončili 1. růstovou periodu) zavedl J. Hruška pro bioindikační testy používání jedinců po ukončení 1. růstové periody, tedy po prožití první zimy (kohorty 1+).

Kritiku využitelnosti bioindikační metody v konkrétních podmínkách bavorských toků a problematiku využití jedinců ve věku 0+ publikovali například SCHMIDT a VANDRÉ (2010), na což reagovali GUM

a kol. (2011) upřesněním podmínek, za kterých metoda poskytuje dobré výsledky, a přehledem užití Buddensiekových destiček v dalších evropských státech. Autory zdokumentované užití je však zaměřeno především na odchovy, méně pak na bioindikace.

Možnost zkrácení doby expozice, z typické doby 3–9 měsíců (HRUŠKA 1999, DENIC a kol. 2015) na jeden letní měsíc při zachování vypovídající hodnoty, zavedl DOUDA (2012). Současně poukázal na zásadní vztah teploty a rychlosti růstu při vývoji perlorodky říční, již dříve dokumentovaný J. Hruškou (HRUŠKA 1992a). Zásadní studii srovnávající úspěšnost přežití první zimy pro populace z povodí Rýna, Labe a Dunaje u jedinců ve věku 0+ publikovali DENIC a kol. (2015). Tato práce poukazuje především na vztah mezi růstem i přežíváním a vstupní velikostí perlorodek. Nejlepší přírůstky vykazovali jedinci exponovaní v jediné z testovaných lokalit, kde dosud probíhá přirozená reprodukce. Podélný profil horské řeky zhodnotili pomocí bioindikací destičkami i dalšími metodami také JANDÁKOVÁ a kol. (2015).

Pro bioindikaci je také možné využít jiné chovné systémy než Buddensiekovy destičky, umožňující individuální hodnocení každého jedince. Pro hromadné držení jedinců se používají plastové klíčky s písčitém substrátem (HRUŠKA 1999) nebo síťové válce z nerezového pletiva (PASCO a kol. 2015). Většina autorů využívá tyto hromadné systémy umožňující najednou chovat stovky jedinců pouze pro odchov v laboratoři s umělou potravou. V českém záchranném programu (AOPK ČR 2013a) byl nedávno zaveden odchov juvenilů od věku 0+ přímo v toku v pískových klíčcích v řekách s vhodným složením detritu (např. v Teplé Vltavě, B. Dort – ústní sdělení), navržený J. Hruškou. I tyto systémy lze využít k bioindikacím. ČERNÁ a kol. (v tisku) prezentují použití většího počtu pískových klíčků po 100 jedincích pro bioindikační vyhodnocení podélného profilu toku nebo desítky klíčků se 100–2 000 jedinců pro porovnání podmínek v mikrohabitátech tří lokalit. U všech hromadných systémů je možné pouze souhrnné vyhodnocení průměrného přírůstku. Variantou je použití výběru největších jedinců s cílem snížit ovlivnění přírůstku úmrtností (největší jedinci mají nejnižší úmrtnost), jak zjistili ČERNÁ a kol. (v tisku).

Souhrnně lze konstatovat, že bioindikace lze použít v rámci záchranného programu perlorodky říční zejména pro hodnocení působení celého souboru faktorů na juvenilní jedince exponované po určitou dobu v terénu, jak je popsáno výše (tzv. bioindikace IN-situ). Variantně je naopak možné držet jedince v laboratoři v konstantních podmínkách a vyhodnocovat například úživnost detritu (tzv. bioindikace EX-situ).

EX-situ metodu bioindikací zavedl v českém záchranném programu J. Hruška (AOPK ČR 2013a) a jiné týmy ji dosud příliš nevyužívají (výjimkou jsou např. testy v chovech prováděné v Lucembursku, EYBE a kol. 2013). EX-situ bioindikace jsou metodou přímého hodnocení úživnosti detritu – potravy raných (i adultních) stadií perlorodky říční. Zásadní výhodou této metody je eliminace vlivu teploty, která má dominantní vliv na růst juvenilů i úživnost detritu (HRUŠKA 1992a, DOUDA 2012). Informací o biologické, chemické nebo mikrobiální charakteristice detritu je dosud málo (ZIMMERMANN-TIMM 2002, WOTTON 2007). Detrit z šumavských pramenišť helokrenního charakteru analyzovali TICHÁ a kol. (2012), jeho oživení pak KUBÍKOVÁ a kol. (2011, 2012). Pro tento materiál je typická jeho vysoká komplexnost, variabilita a sezónní změny ve složení. Pro říční detrit srovnatelná data dosud chybějí.

V rámci návrhů revitalizačních opatření pro povodí s výskytem perlorodky říční byla tato metoda bioindikačních testů EX-situ používána v ČR (AOPK ČR 2013a) a také v Německu a Rakousku (subdávka prací od O. Spisara nebo B. Dorta).

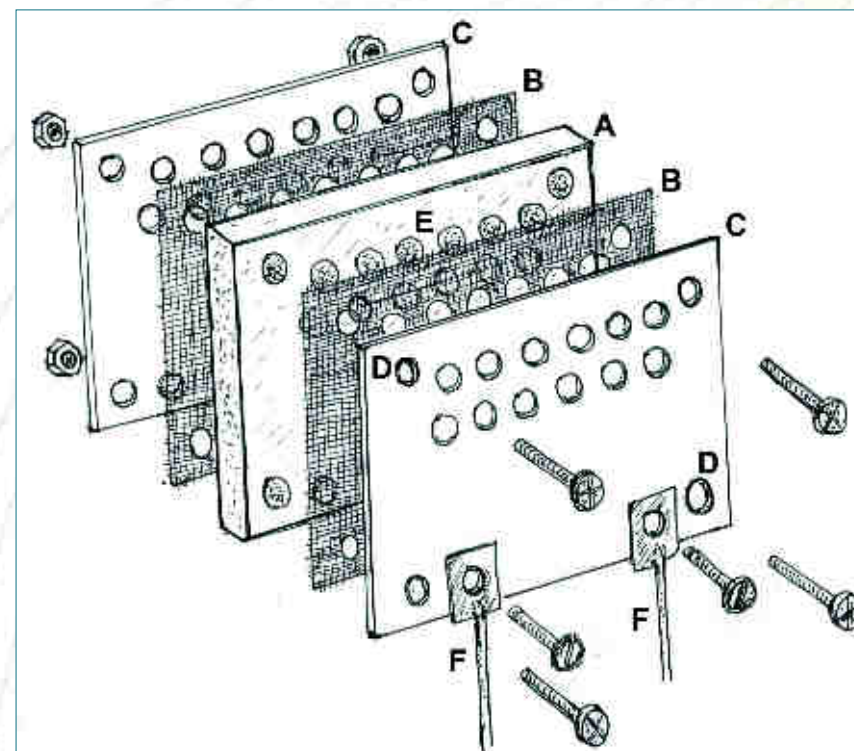
V dalším textu jsou samostatně představeny pracovní postupy pro komplexní bioindikace v terénu metodou IN-situ a laboratorní testy v kontrolovaných podmínkách metodou EX-situ.

7.2 Bioindikace v terénu (IN-situ)

7.2.1 Popis metody a postupů

7.2.1.1 Materiál a zařízení

V rámci bioindikací jsou juvenilové perlorodek v jejich nejranějších stádiích vývoje (věkové kohorty 0+ a 1+) separátně uloženy do tzv. **Buddensiekových destiček** (Obr. 47). Bioindikační destička (125 × 85 mm) je složena ze tří plastových částí, které jsou provrtány. Takto vzniklé otvory o průměru 6 mm pak představují odchovné komůrky pro juvenilní perlorodky. Vnitřní část destičky (o síle 9 mm) je z obou stran překryta jemnou síťovinou (Uhelonem) o velikosti ok cca 200 µm, která zabraňuje



Obr. 47. Schéma Buddensiekovy bioindikační destičky. A – vnitřní tělo destičky (šířka cca 9 mm) s vyvrtanými odchovnými komůrkami (průměr 6 mm, E), B – jemná síťovina (Uhelon) o velikosti ok cca 200 µm, C – tenké (2 mm) plastové destičky pro připevnění Uhelonu k vnitřní části destičky, s vyvrtanými otvory pro odchovné komůrky a dalšími otvory pro šrouby ke spojení všech částí (D) a připevnění ocelových trnů (F) k umístění destičky v toku.

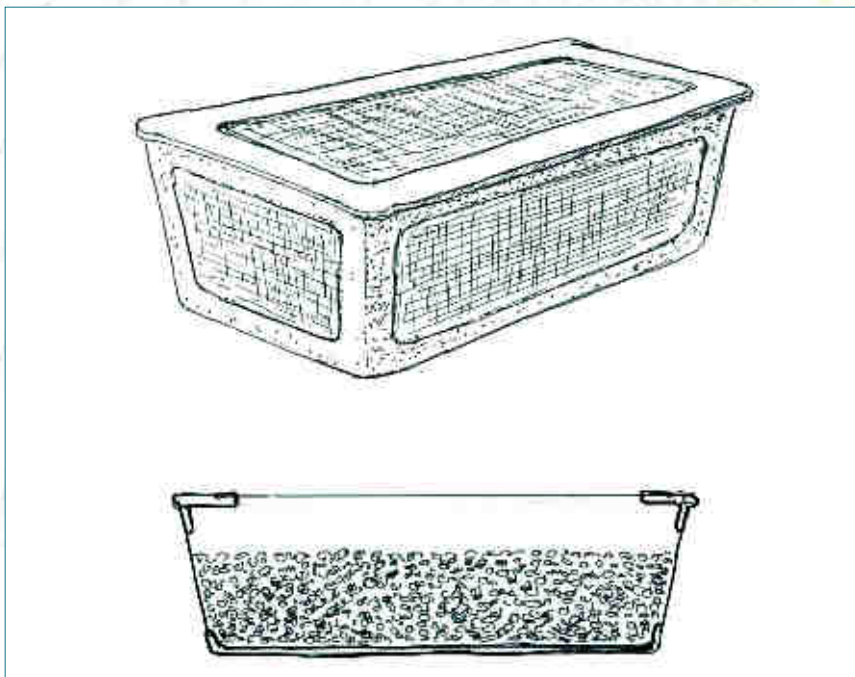
úniku juvenilů z odchovných komůrek. Vnitřní tělo destičky i s Uhelonem je následně z obou stran překryto tenkými destičkami o tloušťce 2 mm. Všechny části jsou sešroubovány dohromady čtyřmi šrouby z nerezové oceli. Destička je na spodní straně opatřena dalšími otvory pro připevnění ocelových trnů, které slouží k její instalaci v terénu.

Odchovná klíčka je zhotovena z plastové krabičky (dózy) na uchovávání potravin vyrobené z PET o velikosti cca 15 × 20 × 7 cm (**Obr. 48**). Do všech stěn a víka je vyříznut otvor, který je překryt sítovinou. Velikost jejich ok je nutné volit co největší s ohledem na pronikání částic dovnitř destičky, ale zároveň zabráňující juvenilům uniknout (pro kohortu jedinců 0+ se používá velikost ok 200–300 µm). Dóza je naplněna tříděným hrubým pískem z oligotrofního toku s nevápnitým podkladem. Pro jedince věkových kohort 0+ a 1+ se používá zrnitost 1–2 mm. Klíčka má vlastní uzavírání, nejlépe na čtyřech stranách.

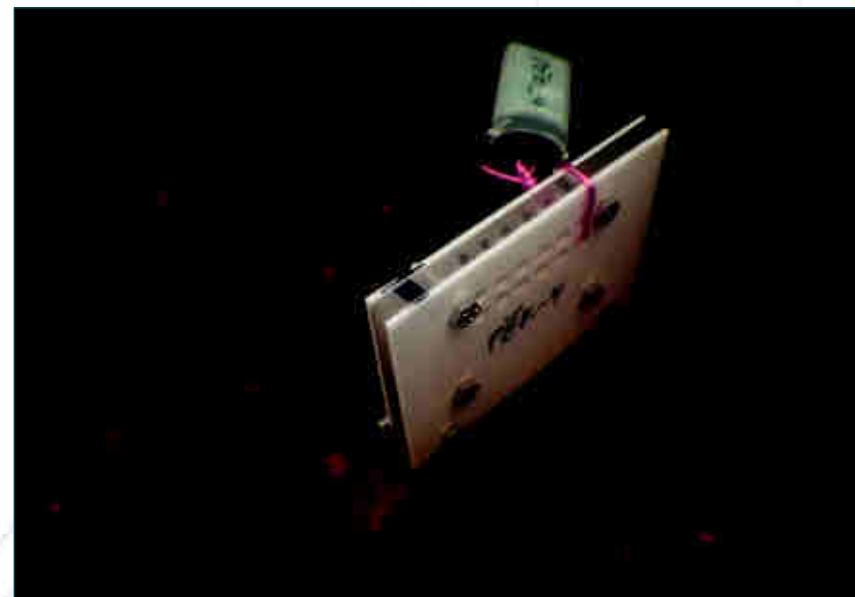
7.2.1.2 Instalace, kontrola a sběr zařízení

Destička je v terénu umístěna do štěrkopískového dna pomocí dvou ocelových trnů s připojeným záznamovým teploměrem (**Obr. 49**). U kamenitého dna je použit připravený kámen s kovovými úchyty.

Klíčka je pomocí sítě s velikostí ok 10 mm upoutána k plochému kameni o hmotnosti alespoň 1 kg (**Obr. 50**) a pomocí háku je i se zátěží umístěna na vhodné místo dna s dobře proudící vodou tak,



Obr. 48. Schéma odchovné klíčky. Klíčka je vyrobena z plastové dózy s vyříznutými otvory překrytými sítovinou (nahore) a vyplněna tříděným hrubým pískem (dole).



Obr. 49. Bioindikační destička nainstalovaná v terénu se záznamovým teploměrem HOB0-Pendant.

aby delší strana klíčky svírala s proudnicí úhel cca 45°. Při umístění do úrovně dna (horní hranice písku v klíče je na stejné úrovni jako dno řeky) je fixační kámen umístěn shora.

U veškerých používaných odchovných a bioindikačních zařízení je důležitá jejich údržba a čištění tak, aby byla zajištěna jejich správná funkce. Frekvence čištění ovlivňuje mikropodmínky v odchovných zařízeních a může tak ovlivňovat fitness zde umístěných jedinců. Kontrolu a čištění je nezbytné provádět také po vydatných srážkách (povodňové stavy jsou zdrojem velkého množství plavenin) a v zimních měsících s ohledem na působení ledových jevů (např. tvorby vnitrovodního ledu nebo ledové dřenice).

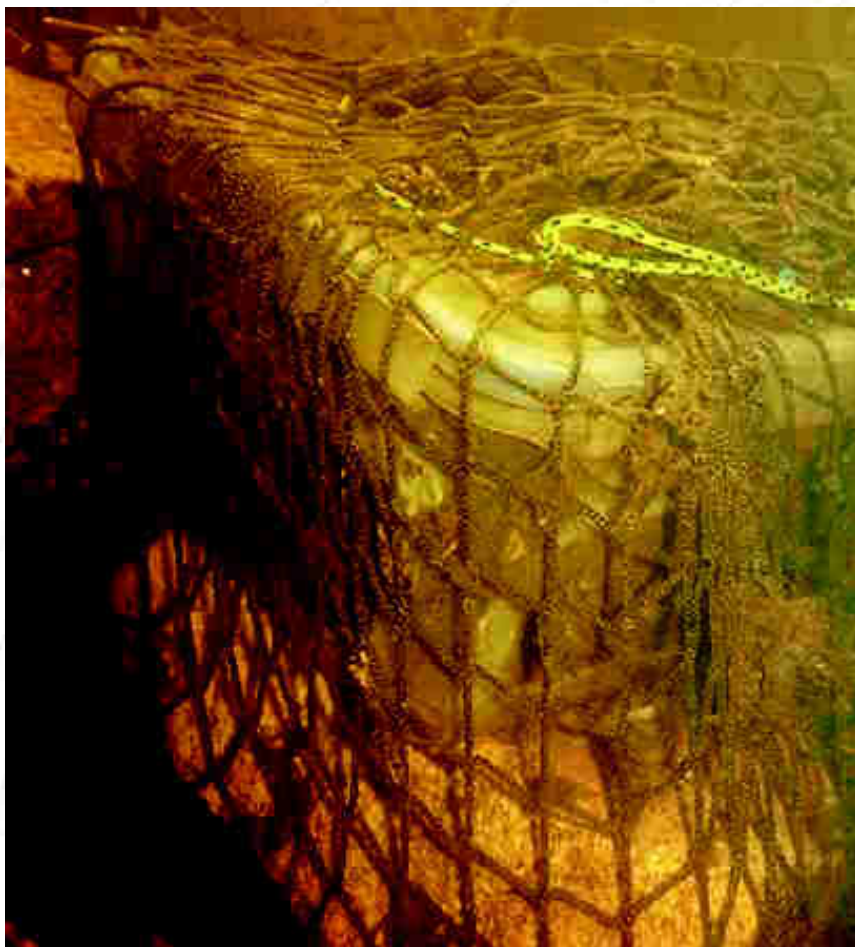
Destičky jsou obvykle používány pro provádění IN-situ bioindikačních testů a jejich čištění tak bude dáno podmínkami testu. Frekvence se může lišit v závislosti na lokalitě, ročním období apod., nejméně však jednou za 14 dní. U odchovných klíčků jde o pravidelné čištění od jemných náplavových sedimentů v průběhu celé expozice, za normální situace alespoň jednou za 14 dní či po povodňovém průtoku. Při kontrole klíčky je nejdříve jemným kartáčkem vyčištěn povrch síťové tkaniny a jemný sediment z prostoru klíčky je zvržen a odplaven krouživými pohyby. Vše je nutno provádět pod vodou. Na **Obr. 51** je znázorněna dlouhodobě instalovaná bioindikační destička se zachycenými úlomky makrofytní vegetace.

7.2.1.3 Metody měření velikosti juvenilů

Měření juvenilů je možné provádět dvěma postupy. Základní metodou je vyfotografování jedinců nebo celých skupin trinokulárním stereomikroskopem. Pro kalibraci získaných fotografií se používá standardizovaná kalibrační mřížka o známé rozteči sítě. Mřížku fotografujeme opakovaně,

v každé sérii fotografií několikrát. Velikost juvenilních jedinců je pak změřena pomocí analýzy obrazu ve vhodném programu. Volně dostupný je např. program ImageJ (<https://imagej.nih.gov/ij/>). Vhodné je u každého jedince pořídit alespoň dvě fotografie se zasunutou nohou a s ostrým okrajem schránky (Obr. 52).

V programu je nejprve nutné nakalibrovat fotografii s objektem o přesně známé velikosti. K tomu slouží kalibrační mřížka, podle které bude program vyhodnocovat velikost perlorodek. Důležité je také zaznamenávat číslo, udávající zvětšení objektu v mikroskopu. V počítačovém programu je vhodné měřit velikost perlorodek tak, že měříme nejdelší vzdálenost okrajů lastury (obvykle je to možné



Obr. 50. V toku instalovaná odchovná klíčka zatížená proti odnosu proudem plochými kameny. Na klíče se postupně usazují plaveniny a detrit, proto je nutné pravidelné čištění (pro srovnání Obr. 41 zobrazuje dosud čistou klíčku těsně po instalaci do toku).



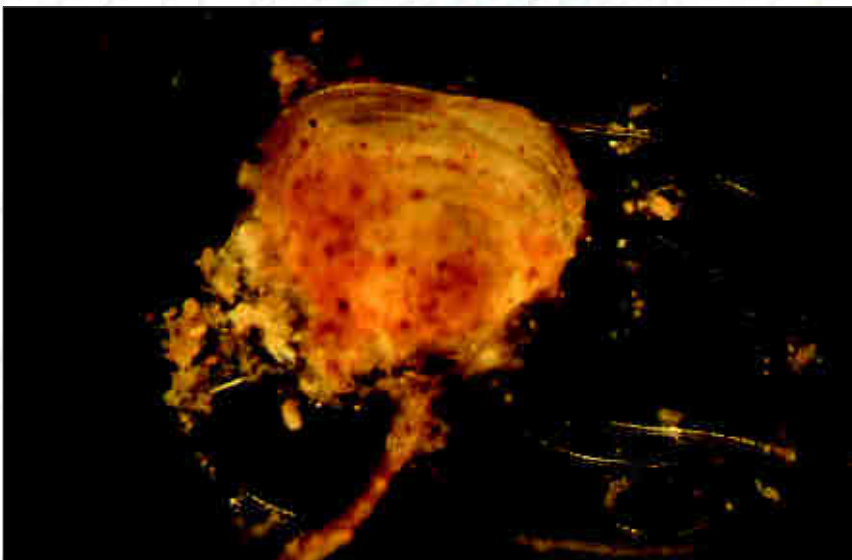
Obr. 51. Dlouhodobě instalovaná bioindikační destička se zachycenou makrofytní vegetací.



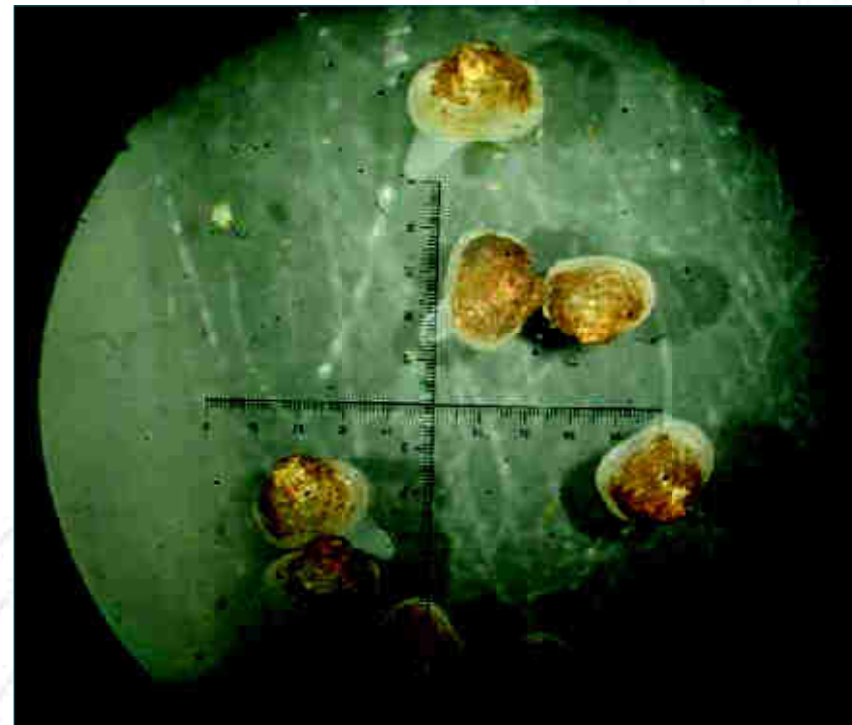
Obr. 52a. Trinokulární lupa s fotoaparátém pro fotografování juvenilních perlorodek.



Obr. 52b. Kvalitně vyfotografovaný juvenil s jasně viditelnými okraji lastury, tupá strana schránky, žlutá linie značí měření juvenila v nejširším místě schránky.



Obr. 52c. Juvenil, u něhož nelze identifikovat okraje schránky.



Obr. 53. Juvenilové při malém zvětšení binokulárního mikroskopu s okulárovým měřítkem ve střed zorného pole.

napoprvé mezi vrcholy lastury; pokud lastura není takto pravidelná, měření několikrát opakujeme a použijeme největší hodnotu). Je nutná vysoká přesnost měření, protože se pohybujeme při krátkých expozicích v řádech desítek μm .

Další možností měření je využití okulárového měřítka binokulárního stereomikroskopu (Obr. 53). Tím získáme velikostní údaje okamžitě, avšak méně přesně a bez archivace údajů.

V případě podezření na chybu v evidenci fotografií nebo záměnu při přebírání juvenilních perlorodek lze obvykle sporné hodnoty verifikovat pomocí **identifikace jedinců na základě individuálně charakteristických skvrn** na schránce, pokud je juvenil vyfocen ze stejné strany.

7.2.1.4 Postup provedení IN-situ bioindikace

Příprava obvykle zahrnuje tyto pracovní etapy:

1. Rozvržení experimentu, stanovení cílů a designu;
2. naplňování odchovu juvenilních jedinců daného stáří s ročním předstihem;
3. příprava technického zařízení;

4. výběr míst k umístění bioindikačních systémů v terénu (např. vhodné proudové podmínky, místa s možností uchycení nebo ukotvení);
5. vstupní měření a vkládání perlorodek do bioindikačních destiček;
6. umístění na lokalitu, které zahrnuje převoz v termoboxech a postupné navykání juvenilů na teplotu a iontovou sílu vody na lokalitě (pokud je odlišná od vody v odchovu);
7. kontrola systémů minimálně jednou za 14 dnů či po povodňovém průtoku (odstranění naplavených předmětů, čištění sítoviny jemným kartáčkem a vyplavování usazenin ze systému);
8. deinstalace po skončení terénní expozice a převoz do laboratoře (bez skokových změn podmínek);
9. výstupní měření a navrácení jedinců do chovu nebo volné vypuštění na místě s bioindikačně indikovaným přežíváním – vždy je třeba dodržet místní příslušnost populace ke stejné ochrannářské jednotce (SIMON a kol. 2015).

7.2.1.5 Design pokusů (replikace, počty jedinců, doplňkové měření, lokality)

Design pokusů se řídí cílem bioindikací. Vždy je nutné použít dostatečný počet replikací s rezervou (vzhledem k možnosti značné úmrtnosti jedinců, např. v důsledku zanesení destičky splaveninami nebo houbové či bakteriální infekce, nebo ztráty destičky). Pokud předpokládáme malou úmrtnost, volíme destičku se 6 jedinci (statistické minimum). Pro případ očekávané větší úmrtnosti použijeme 12 jedinců (např. při expozici juvenilů věkové kohorty 0+). Počet destiček na jedné lokalitě je vhodné volit podle předpokládané variability mikrohabitu a tak, aby byly výsledky statisticky vyhodnotitelné. V hyporeálu instalujeme vždy minimálně 6 destiček z důvodu zvýšené úmrtnosti jedinců v celých destičkách, pokud v místě poklesne koncentrace kyslíku. Destičky je dobré umístit tak, aby nebylo od jedné vidět ke druhé. Omezíme tím riziko, že vandal či zvědavé dítě za situace s dobrou průhledností vody zničí všechny instalace na dané lokalitě.

Při hromadném držení juvenilních perlorodek je vhodný počet 50–100 jedinců. Toto číslo závisí také na předpokládané úmrtnosti. Jedinci věkové kohorty 2+ a starší již mívají relativně nižší přirozenou úmrtnost než jedinci ve věku 1+ či 0+.

Standardně je v průběhu bioindikace kontinuálně měřena i teplota vody spolu s intenzitou osvětlení exponovaného teploměru. K tomu slouží datalogger s kontinuálním záznamem dat (např. HOBO Pendant Temp/Light, 64K). Vhodné je kontinuální termometry lokalizovat přímo na povrch nebo dovnitř bioindikačního systému, zejména na dně nebo ve dně ve více replikacích. Pro vyhodnocení chemismu vody a jeho změn na daném profilu je třeba pravidelně měřit také další vybrané parametry. Zpravidla jde o vodivost (konduktivitu) vody, koncentraci rozpuštěného kyslíku, pH apod. Důležitá jsou také data, která nám poskytne základní rozbor jakosti vody. **Z takového bodového vzorku však nelze usuzovat na celkový chemismus lokality, zejména u faktorů, které v prostoru a čase prudce kolísají.**

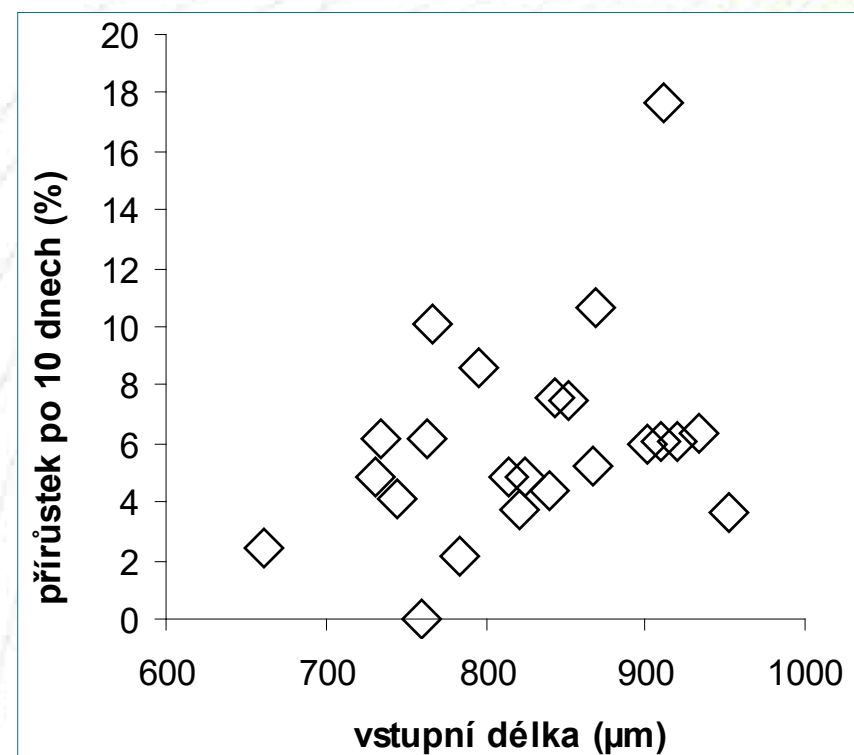
Krátkodobá havárie na toku může vést k úhynu jedinců při bioindikačním testu bez vazby na cíle sledování. Proto je výhodné vybrané parametry (např. vodivost vody) měřit kontinuálně a v případě havárie dostat okamžitou informaci o aktuálním stavu chemismu ve sledovaném toku. K tomuto slouží tzv. telemetrické stanice komunikující přes GSM signál (např. značky Fiedler & Mágr).

Lokalizace profilů pro bioindikaci vychází ze základního cíle sledování. Vždy volíme vhodné srovnávací lokality se synchronní instalací, protože meziroční srovnání je zásadně ovlivněno variabilitou počasí a hydrologickými podmínkami. Zohlednit je nutné zejména teplotní podmínky, chemismus vody, přítomnost potravních partikulí (detritu) nebo zákalů apod.

7.2.1.6 Vyhodnocení výsledků a jejich interpretace

Individuální držení jedinců při pokusech umožňuje oproti starším metodám s hromadným držení jedinců řadu metod výběru dat pro vyhodnocení. Kromě středních hodnot celého datového souboru (průměr, medián s rozptylem, boxploty) můžeme také zvlášť vyhodnotit skupiny jedinců podle vstupní velikosti. Méně variabilní výsledky dává vyhodnocení skupiny maximálně rostoucích jedinců (např. deset z každého velkého systému – Obr. 61, anebo tři z destičky po šesti – Obr. 60), které eliminuje vliv růstově zaostávajících neperspektivních juvenilů.

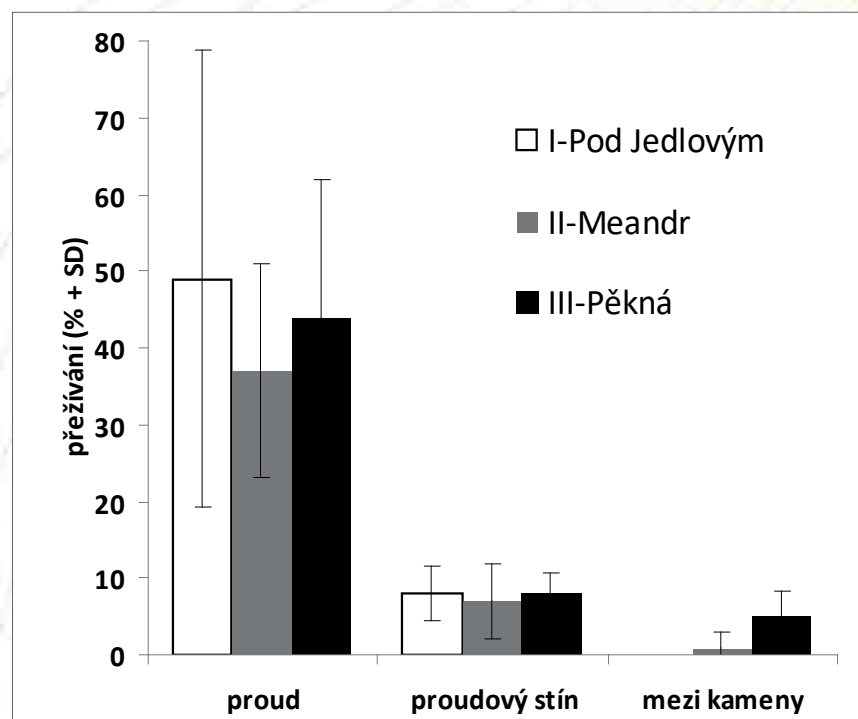
Extrémní hodnoty v podobě maximálního dosaženého růstu z destičky nebo klícky není vhodné z dat při statistickém zpracování vylučovat. Z velkého množství produkovaných juvenilů se pravděpodobně právě nejrychleji rostoucí jedinci stávají základem nové populace (J. Hruška, ústní sdělení). Naopak přeživší jedinci s nulovou rychlostí růstu se často vyskytují ve velkém procentu datových sad, zvláště u expozic do 1 měsíce. Jde zřejmě o individuální vlastnost, případně onemocnění daného individua. Data jsou obvykle značně variabilní i při použití homogenní vstupní skupiny (Obr. 54). Pravděpodobně se jedná o přirozenou variabilitu růstu mlžů (LARSON a kol. 2014), kterou můžeme snížit



Obr. 54. Velká variabilita růstu jedinců juvenilních perlorodek kohorty 1+ při konstantní teplotě v laboratoři. Výsledek laboratorních bioindikací s použitím detritu z lokality Meandr – přírůstek kolísá bez ohledu na vstupní velikost od 0,1 do 17,6 % (N = 23).

použitím jedinců ve věku 1+ nebo selektivně vybranými rychle rostoucími jedinci. Kromě individuální variability se obvykle objevuje i vliv konkrétní destičky nebo klíčky, která má například velkou či absolutní mortalitu a nízký růst. To lze vysvětlit jak vlivem mikrohabitu, tak například infekcí či predací, která se rozšířila v celém systému. Z chovů jsou známy jak případy hromadných úhynů stovek juvenilů růstových period 0+ nebo 1+ během několika dnů (patrně bakteriálního původu), tak i chronické a akutní houbové infekce.

V toku se vždy snažíme umístit jednotlivé replikace do podmínek s malou variabilitou mikrohabitu tak, aby replikace poskytovaly srovnatelné výstupy. Například destičky ve volné vodě lokalizujeme do proudnice nebo na její okraj, s úhlem 45° vzhledem k proudu. Jak ukazuje Obr. 55, pokud se klíčky umístí v proudu, do vírů za kameny nebo do mezer mezi kameny, dosáhneme po tříměsíční expozici zásadně odlišných hodnot přežívání. Rozdíly v úmrtnosti a rozdíly v růstu je proto třeba hodnotit opatrně a v kontextu dalších dat ze stejného roku či povodí. Velmi nízká úmrtnost je například často způsobena velmi nízkou teplotou vody, která neumožní jedincům růst. Jindy může relativně nízká úmrtnost indikovat v rámci srovnávaných lokalit příznivé místo. Vysoká úmrtnost může být dána celou řadou faktorů, jako jsou poklesy koncentrace kyslíku nebo vysoké koncentrace toxických



Obr. 55. Rozdíly v úmrtnosti jedinců v odchovných klíčcích umístěných nade dnem v různé poloze k proudnici na 3 hlavních lokalitách na podélném profilu Teplé Vltavy. (Výsledky pro roky 2014 a 2015 kumulativně, počet opakování: N = 30 pro skupiny klíček umístěných v proudu, N = 11 pro klíčky umístěné v proudovém stínu a N = 6 pro klíčky mezi kameny).

forem amoniaku, přítomnost toxických xenobiotik (např. herbicid RoundUp), mechanické zanesení komůrek apod. Velmi vysokou nebo 100% úmrtnost celé destičky nebo klíčky však také může způsobit infekce. Proto by se mělo použít spíše více destiček nebo klíčků s menším počtem jedinců (např. šest destiček po šesti jedincích) než jedna destička s 36 jedinci.

Stejně tak je obtížné přesně stanovit kauzální příčinu zjištěných hodnot růstu. Vysoký růst spojený s vysokou úmrtností může indikovat například eutrofizovaný biotop, kde v době testu žádný parametr nepřekročil kritické hodnoty. Příznivé lokality na českých zbytkových lokalitách perlorodky se vyznačují spíše středním růstem a malou úmrtností. Pomalý až nulový růst bývá způsoben nízkou teplotou vody. Relativně nízké hodnoty růstu mohou působit například nízká kvalita detritu, vysoké koncentrace jílů ve vodě nebo kolísání pH. Stejně nízké hodnoty růstu však může způsobit i nevhodná pozice destiček či klíčků. Proto je nutné používat vždy více systémů paralelně. Dobře průkazné výsledky dává opakování bioindikace ve více letech po sobě (srovnání např. Obr. 56 a Obr. 59b ukazují podobné relativní rozdíly v růstu).

7.2.2 Varianty bioindikací v terénu

7.2.2.1 Destičky versus klíčky

Základním rozhodnutím pro získání adekvátních dat je zvolení bioindikačního systému. Buddensiekovy destičky představují tradiční, levnou a relativně široce používanou variantu. Jejich výhodou je **možnost individuálního držení a vyhodnocení jedinců**. Větší komůrky umožňují i použití malých skupin mladších juvenilů. Buddensiekovy destičky však mají také řadu limitů. Juvenilní jedinci jsou drženi mimo hyporeál, nehroží tedy riziko nedostatku kyslíku. Současně jsou ale přímo vystaveni možným havarijním stavům (extrémní povodeň / sucho, otrava apod.). Negativně lze dále vnímat fakt, že jsou malé perlorodky zbaveny možnosti prolézat mezi zrna sedimentu a volit si tak optimální polohu. V některých lokalitách také bývají jednotlivé buňky destiček kolonizovány velkým množstvím benthických organismů (larev pakomárů, pošvatek, chrostíků), kteří do buněk proniknou jako larvy prvního instaru skrze síťovinu a ve vyšším instaru se mohou chovat jako predátoři nebo komůrku zastaví svými vlákny. Odchovné klíčky s pískem (ať už Hruškovy plastové boxy nebo nově zaváděné válce z nerezového pletiva) se sice více přibližují přirozenému mikrohabitu juvenilů, **avšak neumožňují individuální vyhodnocení dat**. Také je zde obtížnější dohledatelnost juvenilů, zvláště nižších věkových kohort. Samotné bioindikační využití klíčků (v českém záchranném programu typicky se 100 jedinců na jednu klíčku) klade velké nároky na dostatek juvenilních jedinců. Zde je ale důležité uvést, že pokud testy probíhají v relativně optimálních podmínkách (přiměřený růst, střední nebo malá úmrtnost), jedná se současně i o odchov mladých jedinců, kteří mohou být použiti dále pro posilování populací nebo bioindikace v dalších letech.

V dosud provedených srovnávacích pokusech dávají klíčky a destičky (i při instalaci ve stejném toku a stejném mikrohabitu) odlišné výsledky (Obr. 56). V klíčcích juvenilové ve věku 1+ sice rychleji přirůstají, avšak mají výrazně větší úmrtnost, jak uvádějí ČERNÁ a kol. (v tisku). Tyto skutečnosti budou předmětem dalšího výzkumu.

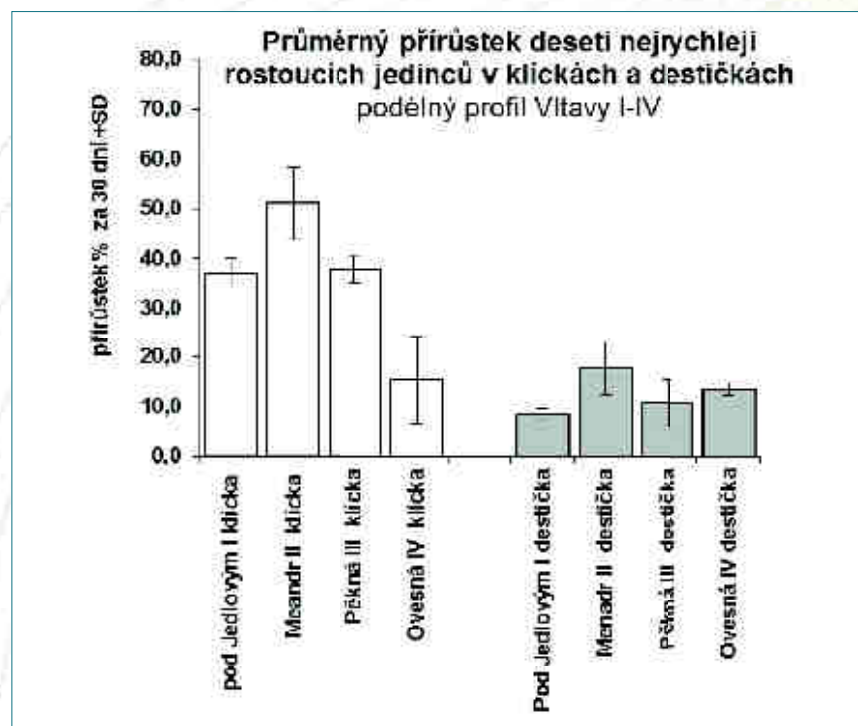
7.2.2.2 Pode dnem, nade dnem nebo ve volné vodě?

Další zásadní rozhodnutí pro volbu experimentálního designu se týká pozice bioindikačních systémů vzhledem k povrchu dna. Dosud všechny publikované práce vycházely z expozice ve volné

vodě nade dnem. Tato poloha je z hlediska pracnosti výhodná – systémy se lépe čistí a kontrolují. **Polo-
loha nade dnem však eliminuje působení řady faktorů, o nichž se předpokládá, že jsou limitní
pro růst a přežívání juvenilních perlorodek v hyporeálu.** Dobrého přežívání i přírůstků juvenilů
exponovaných ve volné vodě je tak možné dosáhnout například i na silně eutrofizovaných lokalitách,
zejména při krátkodobých expozicích.

Pokud systémy uložíme do úrovně dna, přiblížíme se již více přirozenému habitatu a umožní-
me přísun partikulí valených po dně. Díky rychlejšímu zanášení síťoviny ale může nastat problém
s kyslíkovým režimem. Komůrka Buddensiekovy destičky, v námi pevně určené poloze a hloubce,
znemožňuje juvenilům volbu optimální polohy v prostředí a stává se tak nepřirozenou a rizikovou.
Pokud bychom exponovali systémy pode dnem (JANDÁKOVÁ a kol. 2015, PASCO a kol. 2015), nejvíce se
přiblížíme přirozeným podmínkám. Obr. 57 ukazuje příklad srovnání výsledků bioindikace v klíčcích
nade dnem a pode dnem.

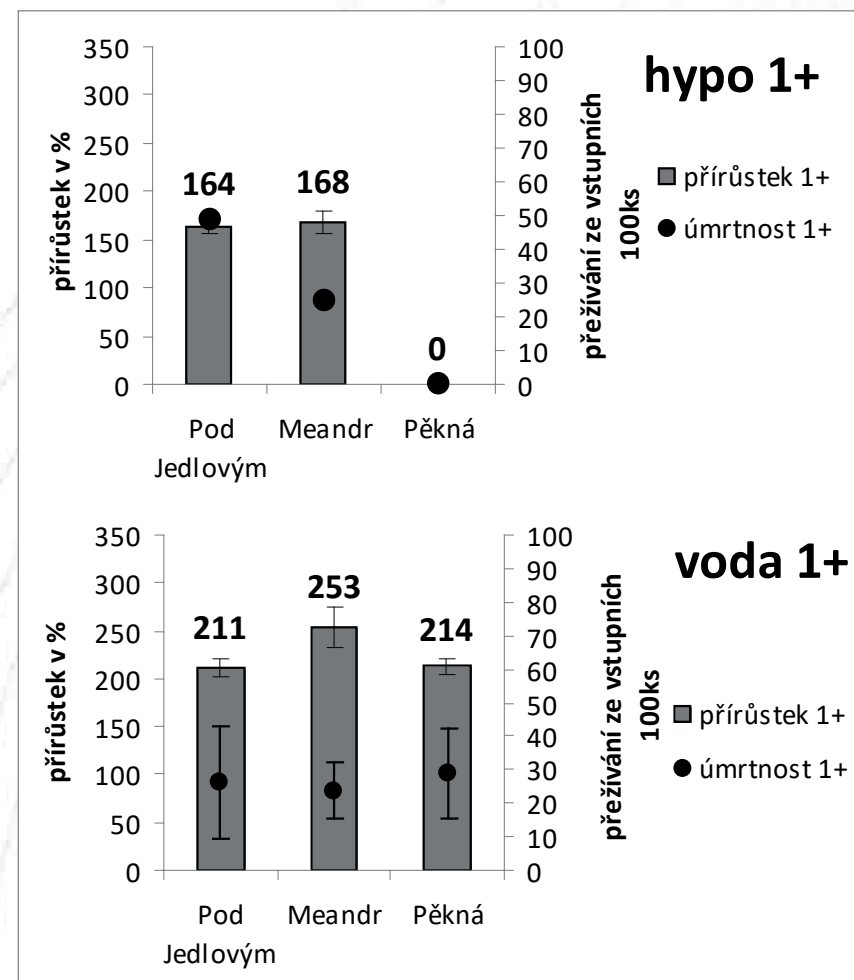
Vhodnou hloubku a přesné místo je třeba ověřit předchozím měřením koncentrace kyslíku (ČERNÁ
a kol., v tisku) ve dně toku. Obsah kyslíku je nutné dále sledovat i během samotného experimentu



Obr. 56. Srovnání růstu juvenilních perlorodek v klíčcích (expozice 3 měsíce, úmrtnost 71–92 %) a v destičkách (expozice 1 měsíc, úmrtnost 3–9 %) na stejných lokalitách po přepočtu na jeden měsíc expozice. Použit byl přírůstek deseti největších přeživších jedinců pro eliminaci vlivu zaostávajících a rychleji umírajících jedinců. Na každé lokalitě bylo exponováno 6 destiček po 6 jedincích a 4 klíčky po 100 jedincích (průměrný počet přeživších jedinců, ze kterých bylo vybráno 10 největších, byl u klíček 21 a u destiček 33 jedinců kvůli výrazně větší úmrtnosti u klíček – blíže ČERNÁ a kol., v tisku).

(nejlépe kontinuální sondou), protože kyslíkové poměry se v hyporeálu mohou rychle měnit v závis-
losti na okolním prostředí.

Nedostatek poznatků o biologii juvenilů perlorodek pode dnem nás staví před řadu otázek.
V jaké hloubce juvenilů exponovat? Volit spíše místa, kde se voda dostává na povrch dna z hyporeálu
(upwelling), nebo místa, kde se naopak do hyporeálu zanořuje (downwelling)? Velmi vysokou prostro-
rovou i časovou variabilitu prostředí hyporeálu ilustruje Obr. 58. Jaká je optimální zrnitost substrátu
dna? Na tyto otázky hledají odpovědi vědci po celém světě. Nejvhodnější je pravděpodobně mělký



Obr. 57. Srovnání růstu a přežívání juvenilních perlorodek v hyporeálu a ve volné vodě v klíčcích ve třech hlavních profilech Teplé Vltavy za použití jedinců stáří 1+ a expozice 3 měsíce.

hyporeál okolo 10 cm hloubky, měkké šterkové nebo písčostěrkové dno s dobrým kyslíkovým zásobením, jen minimálně odlišným od povrchové vody (GEIST a AUERSWALD 2007, ČERNÁ a kol., v tisku).

7.2.2.3 Doba expozice a roční období

Starší publikované práce vycházely z delší doby expozice trvající obvykle celou vegetační sezónu (tři i více měsíců, minimálně červen až srpen). **Během takto dlouhé expozice se projevuje působení hlavních proměnných na dané lokalitě.** Její nevýhodou je ale vyšší riziko ztráty destičky a delší doba její nutné údržby v terénu. Někteří autoři používají ještě delší expozice, jako je 9 měsíců (DENIC a kol. 2015), 14 měsíců (PASCO a kol. 2015) nebo i déle (souhrnný přehled uvádějí GUM a kol. 2011). Naopak zkracování doby expozice testovali DOUDA a kol. (2012), kteří na základě porovnání velké série destiček se třemi opakováními na výrazném teplotním gradientu vyhodnotili jako dostatečnou (pro zjištění rozdílů v růstu) dobu expozice 1 měsíc. Velkou výhodou je pak při snížené pracovní náročnosti i výrazně menší úmrtnost juvenilů. Krátká doba expozice je však nevýhodná zejména z pohledu většího ovlivnění teplotními výkyvy a lokálními srážkovými událostmi v části letní sezóny. Kratší doby expozice jsou typické především pro testování potenciálně toxických vlivů při stavbách realizovaných v povodích s výskytem perlorodky v ČR, jak ho předepisují příslušné plány péče a záchranný program (AOPK ČR 2013a).

7.2.2.4 Stáří a velikost juvenilních jedinců využívaných při bioindikacích

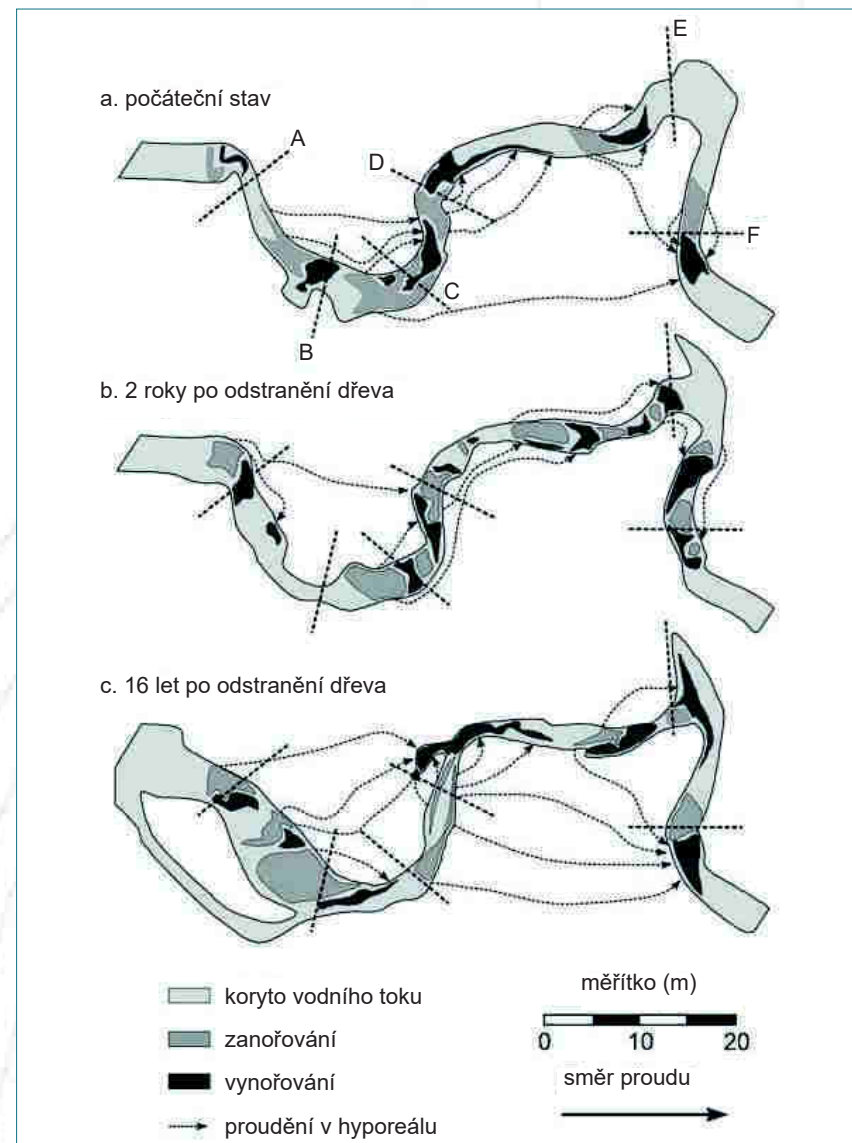
Oproti pracím zahraničních autorů se v ČR standardně používají bioindikace s jedinci po ukončení první růstové periody (kohorta 1+ o velikosti jedinců 800–1 100 µm). Důvodem je jejich **významně nižší přirozená roční úmrtnost ve srovnání s mladší kohoutou.** Jak naznačují předběžné testy (HRUŠKA 1999), v prvním roce chovu dojde vždy k výrazné úmrtnosti chovaných jedinců vlivem vypadenutí neperspektivních jedinců z množiny přirůstajících (jako např. u blanické populace krmené detritem z prameništ). Pokud k přirozené (geneticky nebo parazitickou fází podmíněné) selekci dochází v průběhu bioindikacních testů, mohou být výsledky výrazně zkreslené (blíže kapitola 6).

Použití jedinců růstové periody 0+ je vhodné, pokud chceme testovat, zda podmínky na lokalitě umožňují přirozenou reprodukci. Stadium 0+ bývá totiž považováno za nejcitlivější. Dalším důvodem pro použití tohoto testu je srovnání s pracemi zahraničních autorů, kteří obvykle nemají k dispozici starší jedince v dostatečném počtu. Srovnání bioindikace jedinci pěti věkových kohort ukazuje **Obr. 24** v kapitole 5 (věková kohorta 0+ vykazuje na jednom ze sledovaných toků téměř 100% úmrtnost a minimální růst).

Pro komplexní pohled na možnosti růstu a přežívání na dané lokalitě je nejvhodnější použít paralelně více věkových kohort. Příklad výsledků takového testu pro klíčky a destičky ukazuje **Obr. 59**. Zde vidíme, že v tomto konkrétním případě se u klíček odlišuje zejména míra úmrtnosti (**Obr. 59a**). U destiček (**Obr. 59b**) jsou rozdíly zjištěné při měsíční expozici v roce 2016 jen malé (juvenilové věkové kohorty 0+ mají vyšší úmrtnost s celkově větší variabilitou výsledků).

Velikost přírůstků je významně závislá na vstupní velikosti jedinců, kdy větší jedinec roste rychleji, a to absolutně i relativně (**Obr. 60**). Věkové kohorty 0+, 1+, 2+ atd. se tak přirozeně liší v průměrné velikosti jedinců. Liší se také skupina jedinců s maximálním růstem.

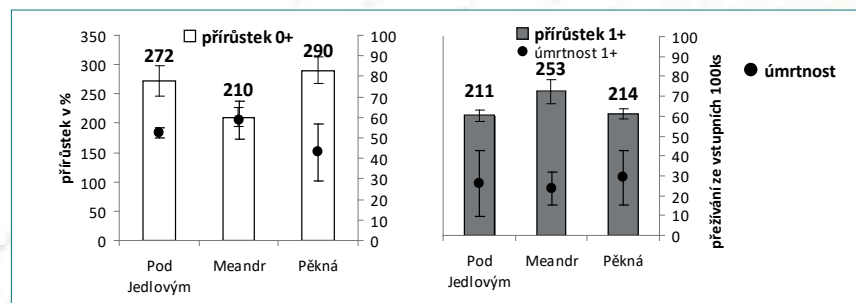
Oproti tomu růstově zaostávající jedinci mohou přetrvat (zvláště v chladnu) i několik let jen s minimálním přírůstkem, než dojde k jejich úhynu (J. Hruška a B. Dort, ústní sdělení). Podíl zaostávajících jedinců v hromadně hodnoceném vzorku pak výrazně zvyšuje průměrnou úmrtnost a snižuje průměrnou hodnotu přírůstků vzorku. Tomu lze předcházet použitím starších ročníků s již vymřelými zaostávajícími jedinci, minimálně věkové kohorty 1+ nebo starší. **Do hromadných pokusů je proto**



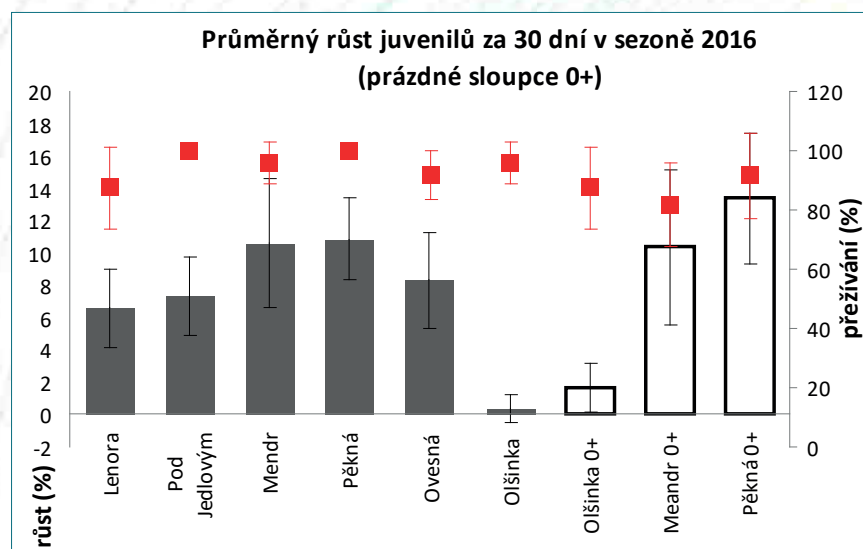
Obr. 58. Variabilita prostředí hyporeálu. Detailní mapování na malé řece (koryto je vyznačeno šedě) publikované WONDZELLEM a kol. (2009) ukazuje na pestrost a časovou proměnlivost zón se zanořováním vody do hyporeálu (tzv. downwelling) a jejího následného vynořování (upwelling), zde umocněnou vyjmutím kmenů a dalšího mrtvého dřeva ze dna. Voda může drenovat i napříč meandry. Převzato ze stránky <http://www.fs.fed.us/pnw/lwm/aem/projects/hyporheic.html>, kde je řada dalších informací.

vždy třeba zařazovat skupiny jedinců se srovnatelnou průměrnou vstupní velikostí. Velmi vhodné je proto alespoň skupinové vyfotografování všech jedinců vstupujících do každého pokusu (Obr. 61).

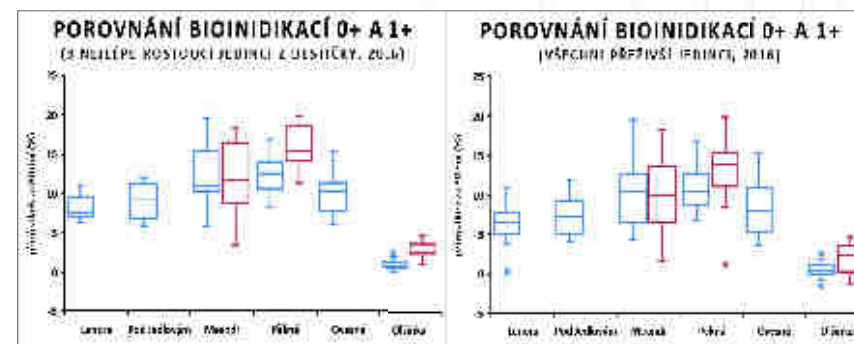
Problémy se vstupní velikostí vzniknou, pokud provedeme jeden bioindikační test například v červnu a druhý v srpnu (např. v případě vyhodnocení okamžitého efektu managementových zásahů). Vstupní velikost jedinců stejné věkové kohorty v srpnu bude vždy větší, což ztěžuje vzájemné srovnání.



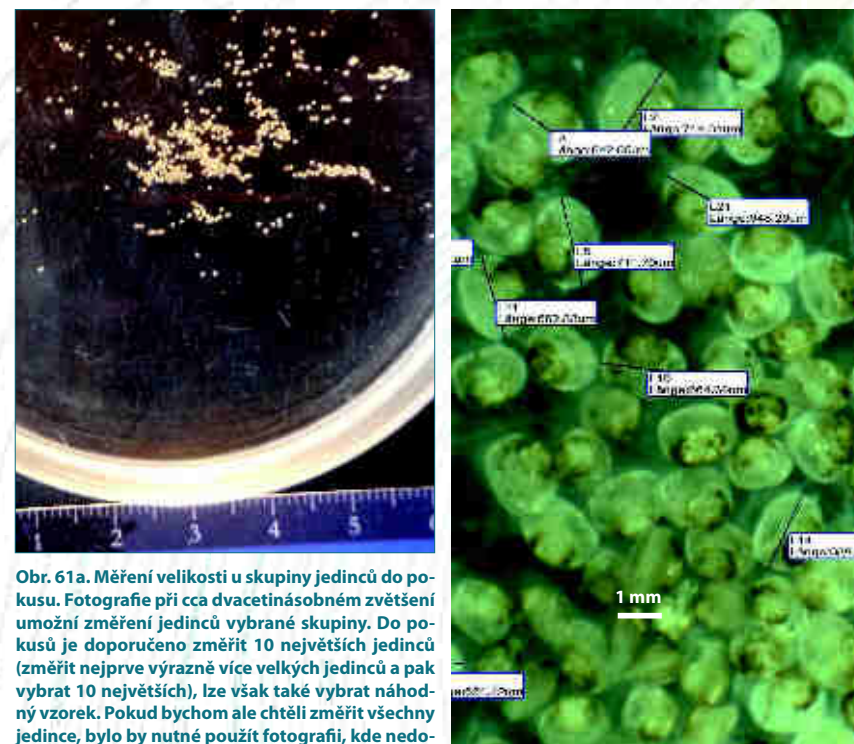
Obr. 59a. Srovnání růstu a přežívání ve volné vodě v klíčcích ve třech hlavních profilech Teplé Vltavy za použití jedinců stáří 0+ a 1+ ($\pm$ SD), expozice 3 měsíce v roce 2014.



Obr. 59b. Srovnání použití jedinců stáří 0+ (bílé sloupce) a 1+ (šedé sloupce) pro měsíční expozici v desítkách. Červeně úmrtnost ($\pm$ SD).



Obr. 60. Srovnání použití průměrné velikosti (graf vpravo) a tří nejlépe rostoucích jedinců (graf vlevo) pro boxploty (červeně kohorta 0+, modře kohorta 1+). Použití tří největších jedinců kohorty 1+ jen mírně zvedlo průměry a snížilo variabilitu. U jedinců kohorty 0+ byl tento efekt výraznější (projevila se větší úmrtnost). Proto je vhodnější používat starší jedince (1+).



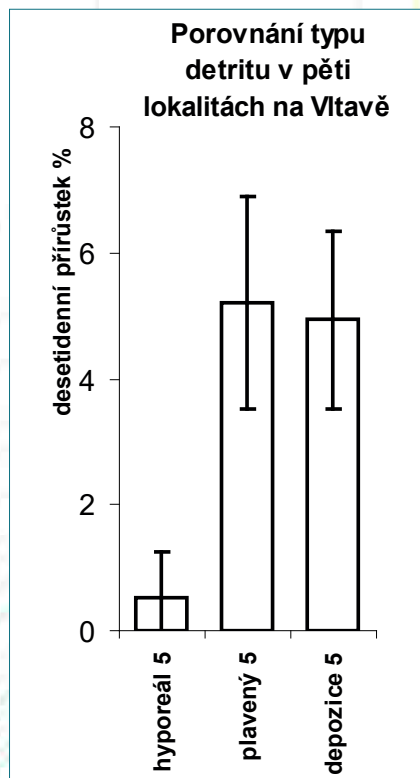
Obr. 61a. Měření velikosti u skupiny jedinců do pokusu. Fotografie při cca dvacetinásobném zvětšení umožní změření jedinců vybrané skupiny. Do pokusu je doporučeno změřit 10 největších jedinců (změřit nejprve výrazně více velkých jedinců a pak vybrat 10 největších), lze však také vybrat náhodný vzorek. Pokud bychom ale chtěli změřit všechny jedince, bylo by nutné použít fotografii, kde nedochází k překryvům, což by výrazně zvětšilo pracovní náročnost. Skutečná velikost na začátku pokusu (100 jedinců perlorodek).



Obr. 61b. Měření na začátku pokusu – velikost okolo 0,65 mm.



Obr. 61c. Měření na konci pokusu (31 jedinců) – velikost cca 1,2–1,4 mm (mezi fotografiemi je zachována poměrná velikost).



Obr. 62. Porovnání přírůstku juvenilů kohorty 1+ pro vzorky detritu odebrané na 5 lokalitách paralelně z hyporeálu a z povrchových depozic a pro vzorky plaveného detritu z koncentračního samleru DDP na Vltavě. V testu bylo použito 6 individuálně držených jedinců pro každou lokalitu, celkem tedy 30 jedinců pro každý typ detritu.

7.2.2.5 Hromadné versus individuální držení jedinců v bioindikačních zařízeních

Pokud držíme jedince individuálně v destičkách, je následně možné vyhodnotit výsledky s ohledem na faktor jedince, destičky i lokality. Růst je však podle českých poznatků v destičkách obvykle menší v porovnání s klíčkou (ČERNÁ a kol., v tisku). Nelze vyloučit, že prostředí v destičkách je pro juvenilů příliš zjednodušené.

Hromadné držení jedinců mohou být vyhodnoceni jen souhrnně za celý systém (klíčku), případně je možné použít vyhodnocení určitého počtu nejrychleji rostoucích jedinců. Je však třeba mít na

zřeteli, zda jsme vybrali 10 % největších jedinců nebo například 50 % – výběr zásadně ovlivní výslednou hodnotu.

Teoreticky je možné i z hromadných fotografií identifikovat část jedinců podle charakteristických skvrn na schránce a vyhodnotit je individuálně. Zajistit dostatečný počet opakování je v případě klíček obvykle obtížné, u destiček naopak snadné a standardní.

7.3 Bioindikace v laboratoři (EX-situ)

7.3.1 Jak vypadá metoda laboratorních bioindikací?

Laboratorní bioindikace jsou méně rozšířené než terénní expozice IN-situ. V českém záchranném programu se pravidelně provádí hodnocení potravních partikulí odebraných z terénu, zejména kvůli eliminaci vlivu teploty v přirozeném prostředí. Dále je možné testovat například různé typy umělé nebo upravené potravy pro odchovy (viz kapitoly 5 a 6), rozkládání detritu při jeho transportu říční sítí (viz dosud nepublikovaná metodika MŽP k transportu detritu, SLAVÍK a kol. 2016) a řadu dalších parametrů. Tyto bioindikace vycházejí z předpokladu, že růst juvenilů v průběhu testu je za konstantní teploty ovlivněn převážně dodanými partikulemi.

Standardní provedení dle metodiky z platného záchranného programu předpokládá dvacetidenní test za teploty 19 °C prováděný v plastové dóze o objemu 0,5 litru. V polovině experimentu je vyměněn starší detrit za nový. V dóze je chováno 10 perlorodek věkové kohorty 1+.

Pokusy s kontrolami bez potravy bylo také ověřováno, zda juvenilové nerostou i bez přidané potravy s využitím vlastních energetických zásob, biofilmu nebo rozpuštěných látek (Obr. 22 a Obr. 23 v kapitole 5).

7.3.2 Metoda odběru detritu pro bioindikace

Zásadní otázkou pro testování úživnosti detritu v laboratorních podmínkách představuje metoda odběru detritu. Laická představa, že detrit je „kal“ nebo „špína“ ze dna vodního toku, je velmi zjednodušená. Detrit představuje velmi komplexní prostorově strukturovaný vložkový materiál složený z polorozložených rostlinných zbytků, pestré palety jednobuněčných „prvoků“, řas i bakterií, minerálních částic od jemného písku po šupinky jílů a vysrážených koloidních látek. Více o složení a struktuře detritu pojednávají kapitoly 5 a 6.

Nejdůležitější je pečlivost při vzorkování detritu pro bioindikační hodnocení. Například z povrchové oxické vrstvy v prameništi můžeme nabrat velmi úživný detritus, avšak jen o centimetr hlouběji se již nachází anoxický „vyhníly“ neúživný materiál.

Podle cíle testů můžeme rozlišit tři základní typy detritu: **deponovaný, plavený a hyporeálový**. Tyto detrity mají na stejné lokalitě různé složení a v bioindikačních testech vedou k různým výsledkům (Obr. 62). Níže uvádíme způsoby vzorkování těchto rozdílných typů detritu.

7.3.2.1 Vzorkování deponovaného detritu

Deponovaným detritem rozumíme jemné nánosy, které se v tocích nebo průtočných prameništích nacházejí na povrchu dna. Jedná se o lehký materiál hnědý, tmavě šedý až černý barvy připomínající vzhledem aktivovaný kal z čištění odpadních vod. Detrit se nachází v oxických podmínkách

a bývá proudem snadno resuspendován a znovu uložen. Po větších průtocích může být obtížné nalézt v toku místa s deponovaným detritem. Oproti tomu v prameništích se stálým průtokem, definovaným silou vývěru, bývá jeho výskyt konstantní v místech dostatečně vzdálených od rychlého proudu nebo soustředěného vývěru (**Obr. 63**).

Detrit je vhodné nabírat v pomalu proudících nebo mělkých mikrohabitátech (např. prameništích nebo pramenných stružkách) zanořením naběračky nebo mělké nádoby tak, aby nebyly zvířeny spodní vrstvy s odlišným kyslíkovým režimem. V hlubších nebo rychleji proudících tocích ho odsáváme velkou stříkačkou typu Janette.

Detrit je možné koncentrovat sedimentací ve větších nádobách, ale vždy tak, aby byl zachován dostatečný podíl vody (objemově cca 1 : 10) pro udržení plně oxických podmínek. V praxi můžeme charakter detritu testovat i na základě chuti, pokud pochází z lokalit s pitnou vodou (snadno chuťově odlišíme zahnílý materiál).

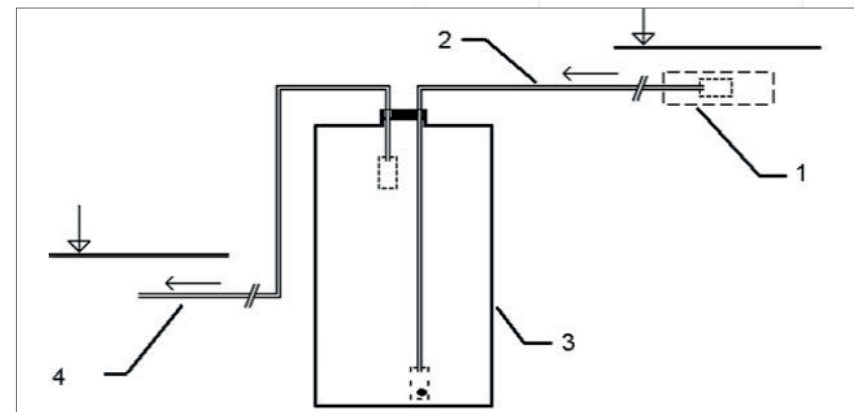
Před testováním detrit standardně cedíme přes síto o velikosti ok 40 µm, aby byla testována velikostní frakce odpovídající partikulům přijímaným perlorodkami a abychom odseletovali větší bentické živočichy.

7.3.2.2 Vzorkování plaveného detritu

Detrit deponovaný na dně vzniká obvykle sedimentací detritu rozptýleného ve volné vodě a perlorodkami nemůže být přijímán, pokud není větším průtokem nebo činností živočichů resuspendován.



Obr. 63. Deponovaný hrubý detrit velikosti okolo 1 mm (červená šipka) a deponovaný jemný detrit ve vložkách (žlutá šipka) v okolí pramene. Detrit je silou proudu tříděn podle velikosti. V běžných podmínkách je pozorovatelná směs velikostních složek.



Obr. 64. Schéma DDG vzorkovače. 1 – sací koš umístěný v proudu, 2 – přívodní flexibilní hadice, 3 – tělo sedimentačního prostoru (PET lahev o objemu 5 l), 4 – odtoková flexibilní hadice; horní hladina znázorňuje místo uložení sacího koše ve výše položené části toku a dolní hladina ústí odpadního potrubí v níže položené části toku s velkým spádem (SIMON a FRICOVÁ 2009).

Pro perlorodky je významnější tzv. plavený detrit, tj. ten, který aktuálně unáší voda. Jeho koncentrace jsou však v přirozeném biotopu obvykle velmi nízké (při základním průtoku okolo 2 mg/l). Pro jeho získání je nutná sedimentace materiálu z velkého objemu vody. Pro reprezentativní vzorkování z malých toků je možné použít Coxhotonův vzorkovač a soustavu sedimentačních barelů (umožní vzorkovat i partikule větší než 1 mm; CUFFNEY 1988, WALLACE a kol. 1991, 2007) nebo detritový kontinuální gravitační vzorkovač (DDG) se stálým průtokem (**Obr. 64**, SIMON a FRICOVÁ 2009). Ve větších tocích je kvantitativní vzorkování nákladné a vyžaduje speciální vzorkovače. Reprezentativní směsný vzorek umožňuje získat detritový kontinuální tlakový vzorkovač (DDP) (O. Simon, K. Douda, patent int. 303836). Jak vzorkovač DDG, tak vzorkovač DDP odebírají pouze materiál o velikosti částic pod 1 mm. Vzorkování pomocí sítí je pro dané použití nevhodné, neboť právě nejmenější frakce, které představují potravu perlorodek, sítí nekontrolovaně procházejí do doby její plné kolmatace.

Pro testy je za obvyklých podmínek dostatečná týdenní expozice vzorkovače DDP nebo DDG. Při bioindikacích srovnání sérií vzorků deponovaného a plaveného detritu na stejných lokalitách byl zjištěn podobný přírůstek juvenilů (**Obr. 62**). Chemicky se však tyto detrity liší například obsahem minerálních částic, který je větší na dně (**Obr. 18** v kapitole 5.4).

7.3.2.3 Vzorkování detritu z hyporeálu

Detrit v hyporeálu v intersticiálních (vmezeřených) prostorech mezi zrna sedimentu pode dnem může pocházet z více zdrojů. Tam, kde se říční voda tlačí do dna (místa tzv. downwellingu), se jedná o materiál před nějakou dobou nesený neboli plavený vodou. Pode dnem může detrit vznikat také uvolňováním mikrobiálního nárostu z povrchu zrn sedimentu. Za specifických podmínek také může být přinášán podzemním prouděním z okolí (viz kapitola 5).

Při odběru detritu z hyporeálu říček a potoků je používána penetrační dutá sonda zaražená do potřebné hloubky. V prvním objemu vody nasáté s detritem kontrolujeme koncentraci kyslíku. Detrit z míst s kyslíkovým deficitem nemá smysl používat k testům. Detrit z míst s oxickým hyporeálem postupně odsáváme a necháme sedimentovat v lahvích. Jeho odběr je časově náročný. Ve

srovnávacím pokusu vykazovali juvenilové při použití tohoto detritu jen minimální růst ve všech lokalitách (Obr. 62). V hyporeálovém detritu byl také zjištěn větší podíl minerálních částic.

7.3.3 Metoda laboratorních bioindikací v dózách dle J. Hrušky

Základní metoda bioindikace v laboratorních podmínkách byla popsána J. Hruškou (nepublikováno, nověji shrnuto v Záchraném programu, AOPK ČR 2013a). Použije se při ní pět hromadně fotografovaných juvenilů na jednu potravinářskou dózu o objemu 400 ml a ploše dna 220 cm². V dóze je vrstva vody o výšce 1–2 cm a vrstva detritu o výšce 1–2 mm, který byl předtím přecezen přes síto o velikosti ok 40 µm. Perlorodky jsou při bioindikačním testu chovány ve stálé teplotě 19 °C. Po deseti dnech je detrit vyměněn za druhou dávku stejného vzorku detritu (zásoba byla mezitím uchovávána při 4 °C). Po skončení testu jsou přelitím přes sítko o velikosti ok 0,5 mm perlorodky separovány od detritu a znovu změřeny. Jako ukazatel růstu se použije průměrná velikost nebo maximální velikost dosažená v dóze. Tento test je primárně určen pro zjišťování růstu, nikoliv úmrtnosti. Při podezření na toxicitu materiálu je doporučeno předem vyloučit toxické vzorky jednoduchým krátkodobým testem s použitím citlivých, avšak zákonem nechráněných bentických organismů, jako je například ploštěnka horská (*Crenobia alpina*). Výhodou testu v dózách je bezpečné prostředí pro juvenilů, kteří mohou být zahrabáni v detritu a případně mohou uplatnit shromažďovací chování (Obr. 40 v kapitole 6.4.3.3). Velké množství vody i detritu na jednoho jedince by mělo vyloučit jakékoliv problémy se zplodinami metabolismu. Nevýhodou metody představuje chybějící informace o přírůstku jednotlivých perlorodek (tzv. efekt jedince). Dále je metoda náročná na získání dostatečného množství detritu pro test, a pokud chceme provést dostatek opakování testu, je nutné mít také velký prostor se stálou teplotou. Proto byly provedeny srovnávací testy s cílem vyvinout vhodnou mikrometodu, která by pracovala s menším množstvím jedinců a menšími objemy vody a testovaného detritu (Obr. 65).

7.3.4 Mikrometoda pro hodnocení detritu perlorodkami 1+

Mikrometoda je založena na individuálním držení juvenilů v malé odchovné nádobce. Testovány byly Petriho misky i plastové epruvety v porovnání s klasickou Hruškovou metodou v dózách.

V epruvetách i Petriho miskách bylo shodně 25 ml vody na jednoho jedince. K tomu bylo pipetováno 1,5 ml odsedimentovaného detritu. Epruvety byly kultivovány šikmo, aby se v nižší části dna vytvořila vrstva detritu, pod kterou se jedinec může schovat a současně může také vylézt na holé dno bez detritu (Obr. 66).

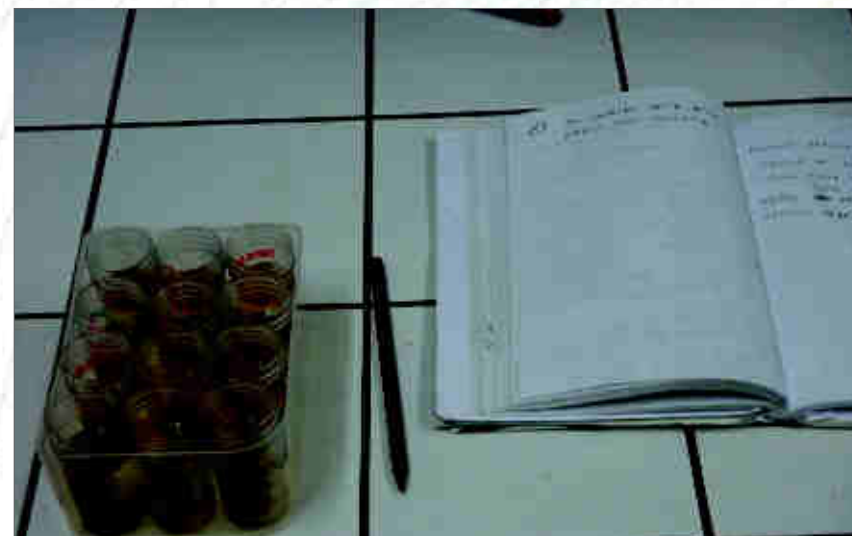
Výsledky porovnání osmi vzorků, na kterých byly všechny tři metody testovány, ukazuje Obr. 67.

Průměrné přírůstky se statisticky významně nelišily, pouze u Petriho misek byla výrazně větší variabilita výsledků. Jako vysvětlení se nabízí skutečnost, že ve velmi rozlehlé Petriho misce se nemohl juvenil zahrabat pod detrit a mohl tím být někdy stresován. Oproti tomu v epruvetě kultivované šikmo vždy došlo k nahromadění detritu, pod který se mohla juvenilní perlorodka zahrabat. Za vhodnější tedy považujeme použití epruvet s dostatečnou vrstvou detritu, než Petriho misek.

Testovány byly také kontrolní vzorky bez detritu. V tomto pokusu (Obr. 68) byly testovány i velmi malé objemy vody na jednu perlorodku pro nalezení spodní hranice vhodného objemu pro bioindikační chov. Objem 10 ml vody již tuto hranici překročil a perlorodky zde měly výrazně horší růst – pravděpodobně tu došlo k hromadění produktů metabolismu, které nemohly být odstraňovány mikroorganismy žijícími v detritu, jak popisují například EUBE a kol. (2013). Proto doporučujeme i pro krátkodobé testy dodržet standardní minimální objem vody 25 ml na jednoho jedince.



Obr. 65a. Chovné nádoby pro hromadný odchov 5 jedinců (metoda podle J. Hrušky) a Petriho misky pro individuální držení.



Obr. 65b. Mikrometoda v epruvetách (individuální chovy) s menšími prostorovými nároky i menší potřebou množství detritu ve vzorku.



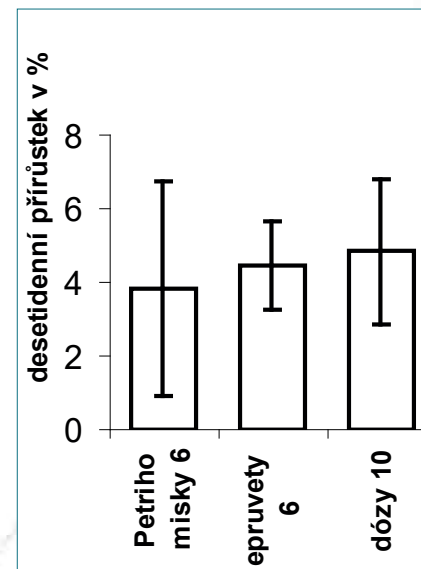
Obr. 66a. Mikrometoda laboratorních bioindikací v epruvetách. Větší dóza na uchovávání potravin pojme až 48 epruvet pro individuální držení jedinců.



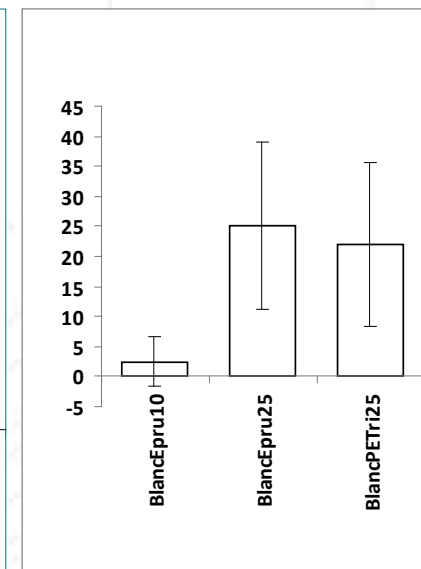
Obr. 66b. Kultivace v termostatu při 19 °C při srovnávacím testu metod (epruvety v šikmé poloze, vpravo dole dózy dle Hruškovy metody, vlevo dole Petriho misky).



Obr. 66c. Detrit pro bioindikace je nutné uchovávat při nízké teplotě a vzorky opatrně pipetovat ode dna.



Obr. 67. Porovnání tří metod laboratorních bioindikací z hlediska přírůstku juvenilů kohorty 1+. Testovány byly mikrometoda v Petriho misce, mikrometoda v epruvetě a klasická Hruškovy metoda v dóze pro 8 různých vzorků detritu z povodí Vltavy a Blanice (pro mikrometodu se jednalo vždy o 6 individuálně držných jedinců, v dózách o 10 jedinců ve dvou skupinách po pěti, celkem bylo v testu použito 48 + 48 + 80 juvenilů perlorodek).



Obr. 68. Testování minimální velikosti odchovné nádoby pro jednu perlorodku kohorty 1+. Při objemu vody 10 ml byl růst jedinců výrazně menší než při objemu 25 ml, lhotejnost, zda v Petriho misce s výškou vodního sloupce 31 mm (test bez potravy zaměřený na vliv exkrece jedince, N = 12).

7.3.5 Shrnutí k metodám bioindikací

Metodika shrnuje postupy potřebné k realizaci dvou základních variant bioindikací používaných pro potřeby záchranného programu i k výzkumu.

Terénní bioindikace (IN-situ) jsou vhodné pro posouzení vhodnosti biotopu pro juvenilů perlorodek a také pro monitoring možných toxických vlivů při realizacích staveb v povodí. Obvyklým standardem je používat vždy několik systémů (klíček či destiček s jedinci věkové kohorty 1+), aby bylo možné výsledky lépe vyhodnotit. U destiček se šesti jedinci věkové kohorty 1+ pro měsíční bioindikace je zapotřebí používat 4–6 destiček na jednu lokalitu.

Při vyhodnocování terénních dat lze v některých případech snížit přirozenou variabilitu výsledků hodnocením zaměřeným na přírůstek rychleji rostoucích jedinců (tzv. charakteristika 3MAX pro destičku nebo 10MAX pro klíček). Nevýhodou a současně i výhodou (v případě hodnocení biotopu perlorodky) je souhrnné působení řady obvykle neodlišitelných faktorů. Pro posouzení vhodnosti biotopu pro juvenilů jsou reálné situace nejbližší bioindikace umístěné pode dnem, které se však dosud potýkají s řadou metodických problémů a jsou velmi nákladné.

Laboratorní bioindikace (EX-situ) kultivované za stálé teploty jsou vhodné zejména pro hodnocení tzv. úživnosti detritu nebo různých modifikací odchovných technik. Při odběrech detritu je nutné pečlivě dodržet odběrové metody tak, aby byl vzorkován jen detrit v oxickém stavu, který není vyhnílý. Oproti osvědčené metodě laboratorních skupinových bioindikací ve větších plastových dózách byla nově otestována mikrometoda v epruvetách s individuálním držením jedinců (pro jeden vzorek minimálně šest jedinců). Ta umožňuje držet jedince individuálně a zlepšuje možnosti statistického vyhodnocení výsledků.

Hlavní nevýhodou bioindikačního hodnocení je nutnost zajistit si dopředu dostatek juvenilních perlorodek potřebného stáří. Terénní instalace umístěné nade dnem pak mohou zcizit nebo poškodit cizí osoby či povodně. V laboratorních testech je nutné počítat s možností náhlého úhynu juvenilů na infekci. Měření přírůstku pomocí analýzy obrazu vyžaduje přesnou práci a pravidelnou kalibraci měření s využitím spolehlivé kalibrační mřížky. Archivace fotografií představuje zvýšené nároky na objem archivovaných dat, avšak umožňuje kdykoliv v budoucnosti zpřesnění nebo modifikaci vyhodnocení.

Interpretace výsledků z bioindikací vyžaduje opatrnost. Vždy je nutné srovnávat hodnocené místo nebo vzorek s kontrolními bioindikacemi provedenými shodnou metodou. Jen tak může bioindikační hodnocení poskytovat jinak těžko nahraditelné informace pro praktickou ochranu perlorodky i výzkum ekologie druhu.

8 Zásady péče a využívání povodí s výskytem perlorodky říční

V této kapitole jsou popsány základní zásady péče a doporučení pro vlastníky pozemků nacházejících se v povodích s výskytem perlorodky říční. Pouhá legislativní ochrana a snahy orgánů ochrany přírody v rámci záchranných programů nestačí k zlepšení stavu současných populací perlorodky říční v České republice, proto je hlavním cílem této části metodiky uvést veřejnost do problematiky péče o perlorodkovu povodí.

Autoři by rádi metodicky podpořili všechny vlastníků pozemků, kteří často nemají od státní ochrany přírody dostatek informací, jak se chovat v povodích a územích s výskytem perlorodky říční. Místní lidé v anketách nebo při rozhovorech opakovaně volají po dostupném a přehledném návodu, jak se při hospodaření vyvarovat postupů pro perlorodku rizikových. K účinné ochraně perlorodkových toků je totiž nezbytná pomoc těch, kdo tato místa nejlépe znají a kteří zde žijí – starostů obcí, zemědělců hospodařících kolem toků, lesníků, rybářů, rekreatantů a dalších v místě žijících osob s pozitivním vztahem k přírodě.

8.1 Zásady a doporučení pro lesní hospodářství

Lesní porosty v lokalitách s výskytem perlorodky říční představují dva odlišné typy. Prvním jsou lesní porosty jako součásti relativně **velkých souvislých lesních komplexů s výraznou převahou smrku**, v jejichž svažitěm terénu se nacházejí prameniště s malou rozlohou. Zásady hospodaření v takovýchto porostech jsou zakotveny v lesních hospodářských plánech (LHP) dostupných na pracovištích Lesů ČR či dalších subjektů. Pokud jsou tyto porosty přímo součástí chráněných lokalit, je podkladem pro vypracování LHP Plán péče o konkrétní chráněnou lokalitu, který je vždy dostupný na příslušném regionálním pracovišti AOPK ČR. Vhodné způsoby hospodaření na lesních pozemcích dle lesních typů jsou uvedeny v **Příloze 13**.

Druhým typem jsou **drobné lesíky a doprovodné porosty vodotečí** s výměrou několika hektarů (**Obr. 69a**). K nim řadíme podmáčená stanoviště v nivách toků a rozsáhlé helokreny (**Obr. 69b**) na svažitých půdách mezi lesními porosty. V dřevinné skladbě řídce rozmístěných stromů nebo jejich skupinek převažují olšové porosty různého stáří a porosty křovitých vrb, dále také břízy, osiky a kleny s příměsí smrku.

V širším kontextu povodí perlorodkových toků a jejich ochranných pásem nalézáme též **lesní ekosystémy, které se však nenacházejí na pozemcích určených k plnění funkcí lesa – jedná se tedy o dřeviny rostoucí mimo les**. Vznikají přirozenou sukcesí na plochách bezlesí v místě původních pastvin.

V následujících podkapitolách je detailně uvedeno, jak o zmíněné typy lesních porostů pečovat v souladu s potřebami perlorodky.

8.1.1 Lesní porosty

U lesních porostů by měla být v povodích s perlorodkou vyvíjena snaha o dosažení **přirozeně se reprodukcijících přírodě blízkých lesních společenstev**. Vycházet by se mělo vždy z úrovně jednotlivých lesních porostů (dílů), řešit by se měla především skladba porostů, doplnění výsadeb



Obr. 69a. Rozvolněná krajina s roztroušenými skupinkami stromů a břehových porostů.



Obr. 69b. Rozsáhlý helokren (nezamrzající pramenný mokřad, napájený celoročně podzemní vodou) v lučním porostu.

a také ochrana výsadeb. Důraz by měl být kladen na přirozenou druhovou skladbu a na zvýšení stability porostu trvalým uvolňováním perspektivních jedinců cílových dřevin.

Mladé převážně jehličnaté porosty je třeba vychovávat velmi intenzivně s cílem dosáhnout rozvolněné nepravidelné struktury. Výchovné zásahy by se měly provádět neschematicky, s proměnlivou intenzitou, tedy hloučkovitě s postupným ubýváním intenzity směrem od toku (podél toku jsou vhodné velmi intenzivní zásahy). Žádoucí je **zachovávat nebo vytvářet porostní mezery** z důvodu prosvětlení a oteplení kapilární vodní sítě, nebo pro zvýšení stability smrkových porostů na zamokřených půdách.

Hmota z prořezávek by měla být vždy vyklizena z vlastního toku i ze břehů do vzdálenosti minimálně 3–6 m od toku a dále rovnoměrně rozprostřena v porostu (nežádoucí je vytváření hromad).

Dospělé porosty by neměly být úmyslně obnovovány pro „dosazení jejich mýtní zralosti“, ale veškeré zásahy by měly být směřovány k rozvolněné nepravidelné struktuře a k navození přirozeného vývojového cyklu přírodního lesa, stejně jako v porostech středního věku.

V rámci lesnické hospodářské praxe je pro perlorodku přínosné vymezovat malé plochy pro dílčí zásahy především okolo zamokřených rýh a lesních stružek vzniklých lesnickou meliorací, které jsou napojené na vodní tok a tedy i na celé povodí. Nevhodné způsoby lesního hospodaření jsou přehledně shrnuty v **Tabulce 2** a detailně i s vhodnými opatřeními rozebrány v následujících kapitolách.

Kvalita vody odtékající z lesních komplexů

I z hlediska kvality vody odtékající z lesních komplexů je třeba klást důraz na porostní skladbu směrem ke snížení ploch zcela ovlivněných opadem ze smrků. Výrazně kyselá reakce odtékající vody (pH 5–6) zhoršuje podmínky pro výskyt perlorodky říční. Podle Záchraného programu je spodní hranici pH reakce vody, kterou perlorodky ještě snášejí, hodnota pH 6.

Při ochraně výsadeb (jedle, listnáče) proti zvěři je v perlorodkových povodích nutné omezit použití chemických prostředků. S tím souvisí vyloučení plošného použití chemických látek na ochranu lesa (insekticidy, pesticidy, arboricidy). Aplikace chemických látek včetně repelentů pro odpuzování zvěře je třeba vždy **konzultovat s orgánem ochrany přírody**.

S ohledem na kvalitu vody odtékající z těžných porostů je nutné vyvarovat se pálení dřevní hmoty ve vzdálenosti menší než 10 m od vodních toků a jejich přítoků. Větší množství popela spláchnutého do toku zhoršuje skokově chemismus vody. Rozptýlení popela do bylinného porostu je vhodným opatřením, neboť půda s vegetací je schopná vázat a využít tyto živiny a zabránit tak jejich transportu do vodního prostředí. Čím dále od toku je toto opatření realizováno, tím je účinnější.

Kvalitu vody odtékající z lesních porostů do povodí mohou též zhoršovat tzv. úpěchy (větvě, kůra), které se mohou nedopatřením v přítocích při těžbě vytvořit. Tento stav je často spojen s rizikem tvorby toxických chemických látek, například amoniaku, fenolů nebo trislovin, a jejich vyplavení dále do povodí. Toto riziko se zvlášť zvyšuje se vzrůstající teplotou vody v letních měsících a s nízkými průtoky. Proto by se měl během těžby nebo krátce po ní vždy zhodnotit stav k těžbě přilehlých vodotečí, aby bylo možné případné problémy ihned napravit.

Skládkování dřeva by mělo být prováděno vždy jen na trvalých skládkovacích místech se zpevněným povrchem (granulitový štěrkový zához, vespod hrubý, navrch menší frakce). Mimo trvalá skládkovací místa lze dřevní hmotu skladovat pouze za předpokladu, že bude vyloučena možnost uhoštění dřeva, tzn. dřevní hmota nesmí ležet ve vodě, a to ani dočasně (nebezpečí uhoštění fenolů). Obdobně rizikové jsou hromady kůry, štěpky nebo jiných těžebních zbytků, pokud se nacházejí v podmačeném terénu.

Dále je vhodné se na svážnicích a lesních cestách vyvarovat zadržování a drenování vody, zvlášť v případě cestních sítí v blízkosti toku. Z toho důvodu je nezbytné při tvoření nových svážnic či

Tabulka 2. Nevhodné způsoby lesního hospodaření v povodích s výskytem perlorodky říční a jejich negativní dopad na tuto povodí.

Nevhodný způsob hospodaření:	Negativní vliv:
Jednodruhové stejnověkové smrkové porosty.	kyselý opad jehličí snižující pH vod v povodích, v blízkosti toku zastínění a ochlazení, nevhodné prostředí pro tvorbu potravy perlorodek
Plošné používání insekticidů, pesticidů a herbicidů v povodích s výskytem perlorodky. Aplikace repelentů pro odpuzování zvěře.	hrozba akutní toxicity prostředí, úhyn zvláště chráněného druhu, nutné vždy konzultovat s OOP
Pálení dřevní hmoty v blízkosti toku (do 10 m od toku).	skokové zhoršení chemismu toku při splachu popela do vody
Úniky pohonných hmot (PHM).	zdroj toxických látek
Úpěchy (větvě, kůra) tvořené během těžby dřeva ve vodotečích a odvodňovacích kanálech.	riziko tvorby toxických chemických látek (amoniak, fenoly apod.)
Skládkování dřeva, hromady kůry, štěpky a jiných těžebních zbytků v podmáčeném terénu.	nebezpečí vyluhování fenolů
Zadržování a drenování vody z cestní sítě v blízkosti vodních toků.	splach naplavenin do toku, zákal
Zpevnění dopravní trasy balíky větví (haťování) v podmáčeném terénu.	vyluhování dřeva, vznik pro perlorodku toxických látek
Ponechání skácených stromů ve vodoteči.	tvorba úpěchů, přerušení kontinuity povodí a tím omezení potravní nabídky pro perlorodku, v blízkosti kolonií perlorodek hrozí poškození kolonie uvolněným kmenem
Mechanické či biologické poškození půdního krytu při těžebním zásahu v blízkosti toku, zvláště ve svažitém terénu.	zvýšení eroze v povodí, nadměrný vnos splavenin do povodí, které způsobují přímé ohrožení živých jedinců perlorodek, zvláště pak mladých vývojových stádií
Pojezd těžké techniky na podmáčených stanovištích.	zvýšení eroze v povodích
Přejíždění vodotečí těžkou technikou.	tvorba zákalů, zvýšení eroze v povodích
Využívání betonových, pozinkovaných, poměděných či jinak povrchově upravených propustků při vedení cesty přes vodoteč.	toxicita těžkých kovů vyluhovaných ze stavby do povodí
Dopravní trasy a suché doprovodné příkopy odvodněné přímo do toku.	tvorba zákalu a splach sedimentů do povodí při dešti
Holoseče ve svažitém terénu.	riziko eroze a vnosu sedimentů do povodí

rekonstrukci a obnově starých svážnic zpevnit jejich ústí na lesní odvozní cesty štěrkem z granulitu, a to:

- v minimální délce 10 m v terénu do 5 % sklonu (bráno zvýšení terénu na délce 100 m),
- v minimální délce 20 m v terénu nad 5 % sklonu.

U odvozních cest je též vhodné případně zpevnit povrch štěrkem z granulitu, aby zde nedocházelo k zadržování vody. Zpevnění dopravní trasy haťováním (balíky větví) je spojeno s rizikem luhování dřeva a uvolňováním látek toxických pro perlorodku říční. Tato situace vznikne podmáčením zpevněného úseku, které je provázáno rozkladnými procesy dřevní hmoty. Proto je použití balíků větví podmíněno odvodněním dopravní trasy vhodnými zásaky do porostu.

Použití betonových trub, mazaniny a dalších betonových prvků umístěných ve vodě je nevhodné. Typické vody v povodí s perlorodkou říční mají velmi malý obsah rozpuštěných látek (vodivost často pod 40 $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$). Tyto agresivní vody způsobují rychlé vymývání pojiva z betonu a vedou k nízké životnosti prvků i konstrukcí. Zvýšení koncentrace vápníku ve vodě je pak pro perlorodku jakožto vápnostřežný (kalcifóbní) druh problematické.

Je nezbytně nutné zamezit sebemenším únikům pohonných hmot (PHM) a maziv z mechaniky během těžby a odvozu dřevní hmoty z lesního porostu.

Ochrana vodního režimu

Jako opatření proti suchu (ochrana vodního režimu) je třeba v rámci managementu **podporovat drobné mokřady v lesních porostech (Obr. 70)**, nikoliv však nádržky a rybníčky zachycující protékající detrit.

Výsledkem by měla být rozvolněná nepravidelná struktura porostu v údolních rýhách a v místech s přirozeným odtokem vody – v helokrenech. Porosty podél vodotečí a na prameništích je vhodné



Obr. 70. Drobný mokřad zastíněný lesním porostem.



Obr. 71a. Ukázka správné hospodářské praxe – prosvětlený porost se stružkou uprostřed.

prosvětlovat (Obr. 71). Skácené stromy je nutné odstraňovat a neponechávat dřevní hmotu ve vodotečích. Při tom je nutné využívat vhodné techniky a postupovat šetrně tak, aby nedocházelo k narušení půdního krytu ani samotné vodoteče.

Ochrana vodního režimu před splaveninami je prioritní otázkou při těžebních pracích z nahodilé i plánované těžby. Splaveniny vznikají v důsledku zvýšené eroze v místech, kde byl při těžbě **mechanicky či biologicky poškozen půdní profil**. Nevratný odnos svrchních vrstev půdy neumožňuje následnou obnovu původních půdních vlastností na daném místě a současně **jemné naplaveniny ničí prostředí pro perlorodku ve vodních tocích**.

Zvláštní opatrnost musí být kladena na aktivity ve svažitém terénu. Pro těžební práce je třeba stanovit a **především kontrolovat** způsob a časový interval. Těžební a pěstební práce



Obr. 71b. Prořezávky v porostu, vedoucí k prosvětlení vodoteče.



Obr. 72a. Důsledky pojezdu těžké techniky v podmačeném lesním porostu.



Obr. 72b. Usazovací objekt po lesní těžbě.

spojené s pohybem dřevní hmoty po ploše je vhodné provádět v době zámrazu. **Nutné je vyloučit pojezdy těžké lesní techniky na podmačených stanovištích**. Lze využít například metody vyklizování koněm, případně lanem z prostoru mimo vodou ovlivněná stanoviště, a vyloučit pojezd těžké lesnické mechaniky (svážení) mimo cesty.

Stejně pravidlo platí i při přejíždění vodotečí těžkou technikou. Negativní vliv projíždění vodních toků a jejich přítoků na nepevných místech spočívá v tvorbě zákalu, a to buď přímo při přejezdech nebo nepřímo při přerušení vodních toků a jejich přítoků a jejich následném „stržení“ do dopravní trasy (Obr. 72a). Preferováno by mělo být přibližování dřeva vodorovně s toky co možná nejvýše nad údolnicí, v případě krátkodobého křížení vodoteče je doporučena stabilizace břehů vodorovně položenými kmeny, které se po skončení těžby odstraní. V případě křížení vodoteče s přibližovacím smykem či podobnou komunikací je preferováno vybudování přejezdu z odkorněných klád (jen pokud to profil terénu umožňuje – klády nesmí ležet ve vodě) nebo zatrubnění toku a jeho vedení pod komunikací (v případě menších kapilár je možno provést přeložení komunikace otevřeným dřevěným korytem. Využít lze též mostků z kulatiny. Všechny přechody je však vždy po ukončení prací nutné odstranit (a to i včetně trouchnivějších mostů z předchozí těžby, které po zhroutení do toku mohou vytvářet úpěchy). Při budování propustků se doporučuje používání plastových materiálů (alternativně se stanoviskem orgánu ochrany přírody i ocelových rour, vždy bez asfaltové či jiné ochrany). Není vhodné používat betonové materiály, materiály s povrchovou úpravou pozinkováním nebo poměděními či jejich kombinací, z důvodu toxicity použitých kovů pro mlže a plůdek všech druhů ryb. Výstavbu a rekonstrukci odvodní cestní sítě včetně budování mostních objektů a propustků na lesních vodotečích lze provádět vždy jen se souhlasem příslušného orgánu ochrany přírody (OOP).



Obr. 73. Erozní strž v lesním porostu.

Při plánované těžbě, ale i při rozsáhlejší nahodilé těžbě, je důležitá aktivní podpora sedimentace vod ovlivněných erozí (Obr. 72b). Zákaly lze snižovat dočasnými rozlivy do porostu tam, kde to je v méně svažitéch podmínkách možné. Pod příkopy lesních cest, směřujících po svahu k toku, je vhodné budovat drobné sedimentační prostory a při těžbě nebo po významných přívalových deštích je čistit. Všude tam, kde hrozí nebezpečí transportu zákalu či výluhů níže po toku do biotopu perlorodky a kde zároveň na dopravní trasu navazuje plocha s bylinným porostem, je vhodné používat zásaky. **Dopravní trasy a suché doprovodné příkopy nesmějí být nikdy odvodňovány přímo do vodotečí.**

Erozní výmoly a strže v lesích (Obr. 73) vznikají často v místech s nepříznivou skladbou porostu po necitlivém těžebním zásahu (např. holoseči ve svažitém terénu) či kalamitním stavu a všude tam, kde dochází k prohlubování erozní činnosti. Strže jsou dlouhodobým zdrojem splavenin. Splaveniny však nejsou produkovány pouze vymílací silou vody při zvýše-

ných průtocích. Ve velké míře vznikají též mrazovou erozí příkrých svahů strží nebo neprokořeněných břehů. Rozsáhlejší síť odvodňovacích lesních příkopů v pramenné oblasti může na jaře splaveninami zaplnit celý průtočný profil potoka tak, že voda i za setrvalého průtoku vystoupí až k břehové hraně, kterou podmáčí. Podmáčené břehy se postupně zborbí a tento nový přísun splavenin je opět vodou transportován dále, až do hlavního toku. Dochází tak ke kombinovanému eroznímu poškození na dlouhých úsecích řečiště. Účelným řešením takové situace je **přehrazení takové strže či erozního výmolu soustavou vrbo-olšových roštů, kombinovaných podle potřeby s kamennými záhozy**. Více se lze dočíst v kapitole 10.

8.1.2 Nelesní pozemky

Porosty dřevin na těchto pozemcích nemají charakter lesa a většinou rostou na nelesní půdě, **nejedná se tedy o pozemky určené k plnění funkcí lesa**. Radíme sem:

- *trvalá bezleší* (různověké porosty nejvýše na 20 % plochy) – *podmáčená luční společenstva a prameniště*,
- *podmáčená stanoviště v nivách toků*,
- *rozsáhlé helokreny*,
- *břehové porosty*,
- *porosty lesních dřevin*, které se však nenacházejí na pozemcích určených k plnění funkcí lesa.

Po ukončení zemědělských aktivit (sečení, pastva) prováděných během 20. století dochází na mnoha lokalitách s výskytem perlorodky k postupnému zarůstání dříve volných ploch dřevinami,

nejčastěji smrkem. Hrozí zde proto nežádoucí zástín drobných vodotečí, které dříve protékaly pásmem luk podél toků. Kromě toho hrozí i pokrytí půdního povrchu kyselou vrstvou jehličnatého opadu a ústup současné bylinné vegetace pramenišť a potočních niv. Na těchto plochách přichází v úvahu zásah do druhové skladby dřevinných společenstev. Udržení otevřeného charakteru těchto ploch je prospěšné také s ohledem na výskyt tetřívka a jeřábka, jakož i zlepšení potravní nabídky pro jelení zvěř.

Břehové porosty podél toků

Břehové porosty větších i menších toků, eventuálně pramenných stružek (ve správě státních podniků Povodí, Lesů ČR nebo jiných vlastníků), je třeba v perlorodkových povodích udržovat ve formě či dovést do formy rozvolněných porostů nepravidelné struktury s porostními mezerami a přirozenou druhovou skladbou (Obr. 74). Zastínění vysokým smrkovým porostem je nutné eliminovat pěstebním nebo těžebním zásahem. Do existujících či uměle vytvořených mezer je vhodné vkládat malé skupiny chybějících dřevin přirozené dřevinné skladby. Vhodné je vyřezávat už mladé jedince a křoviska, dokud lze použít křovinořez. Dřeviny padlé do toku je nutné urychleně odstraňovat v případech, (a) že toto vyžaduje vodní zákon (tedy zejména v případě větších toků a možnosti ohrožení příčných staveb na toku), (b) tvorby nátrží, a (c) možnosti ohrožení cenných meandrů. Z hlediska ochrany perlorodky říční je potřebné odstraňovat zejména ty padlé kmeny, které bezprostředně ohrožují kolonie perlorodek nebo hrozí tvorbou nežádoucích zápěchů a nátrží a následným nadměrným vnosem plavenin.



Obr. 74. Rozvolněné vrbové břehové porosty na Teplé Vltavě.

Prameniště a rozsáhlé helokreny

V prameništích (zvláště helokrenního typu) dochází k tvorbě kvalitního detritu – rozloženého organického materiálu, který je splavován potoky až k lokalitám výskytu perlorodky říční, kde pro ni představuje potravu. Pro podporu přirozené tvorby kvalitního detritu je vhodným managementem především prosvětlování helokrenních prameništ, pakliže jsou zastíněna jehličnatými dřevinami, což vede ke změnám složení a pokrývnosti pramenišní vegetace (Obr. 75). Částečný zástín je naopak charakteristický pro typická řeřišnicová prameniště. Obecnou zásadou pro zachování kvalitních prameništ v povodích toků je nezasahovat do nich – neodvodňovat je, neupravovat jakkoliv jejich reliéf apod., neboť takové zásahy pak vedou k jejich úplné likvidaci.

Trvalá bezlesí

Pozemky s trvalým bezlesím nesmí být v žádném případě zalesňovány či odvodňovány. Naopak je nutné průběžně redukovat počty jedinců z přirozeného náletu, aby nedošlo k zarůstání bezlesí dřevinami (Obr. 76). V důsledku toho je okus zvěří na podmáčených lokalitách spíše žádoucí.

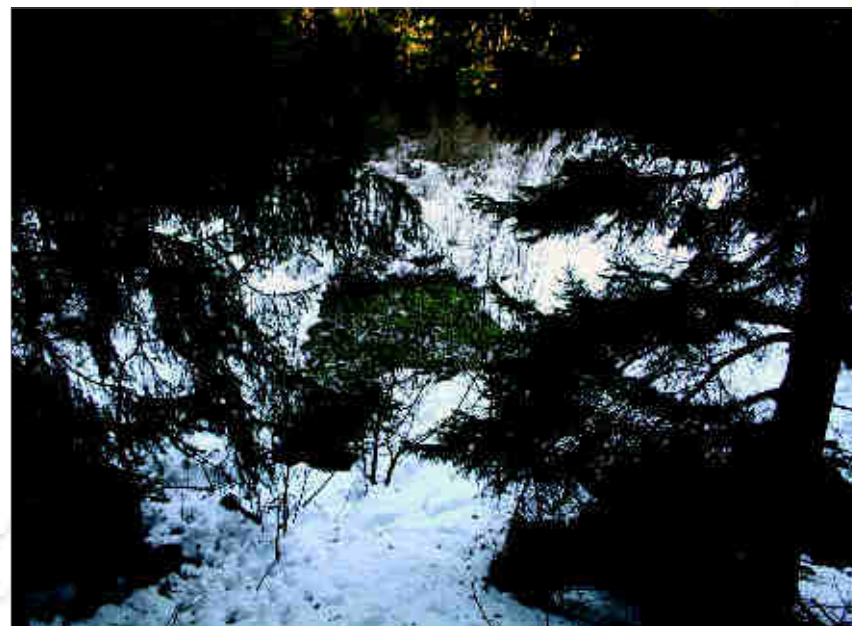
Porosty lesních dřevin na nelesních pozemcích

Pokud jsou na nelesních pozemcích listnaté dřeviny z náletu, lze odstraněním části smrku druhovou skladbu snadno a významně upravit. Do čistě smrkových porostů lze žádoucí druhy dřevin vnášet na vhodná místa uměle – jsou to olše lepkavá (*Alnus glutinosa*) do cca 700 m n. m., výše pak olše šedá (*Alnus incana*), na svahových prameništích mimo mrazové kotliny pak jilm drsný (*Ulmus glabra*), javor klen (*Acer pseudoplatanus*) a jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*) či bříza bělokora (*Betula pendula*) aj. Břízy se hodí spíše jako solitéry, neboť v poslední době nejsou v teplých zimách schopné odolávat těžkému sněhu, takže rychle mizí i z poloh, kde dříve prosperovaly. Střemcha obecná (*Prunus padus*) není příliš vhodná, protože velmi znesnadňuje svým neprostupným zmlazováním péči o tok a přispívá k tvorbě zápěchů. Vysazené jedince je nutné kvalitně chránit proti okusu bez použití chemických přípravků.

Zejména v porostech, které se podél toku nacházejí ve fázi mlazin, je vhodné provádět uvolnění porostů kolem toků v šířce 10 m na každou stranu od toku, tedy vytvořit a udržovat zde trvalé bezlesí. Samotné břehové porosty je však vhodné ponechávat v rozvolněné a nepravidelné struktuře. Doporučit lze maloplošné intenzivní rozvolňování porostu v místech s příliš hustým zapojením. Vhodným opatřením je vytváření malých světlin jako prostoru pro přirozenou obnovu. Nevhodné je naopak celoplošné rozvolňování, kdy hrozí ztráta mechanické stability porostů. Ideálním stavem je dosažení rozvolněné a nepravidelné struktury (Obr. 77). Takového stavu docílíme prováděním neschematických zásahů s proměnlivou intenzitou, tedy hloučkovitě s postupným ubýváním intenzity směrem od toku (podél toku provádíme velmi intenzivní zásahy v mladých porostech). Vhodné způsoby zásahů do porostů lesních dřevin na nelesních pozemcích jsou uvedeny v Příloze 14.

8.2 Zásady a doporučení pro myslivost

Myslivost sama o sobě nemívá na výskyt perlorodky říční v povodí negativní vliv. Nepřímé škody někdy vznikají ochuzováním skladby dřevin o listnáče z přirozeného zmlazení i sadby, což se projevuje především na lokalitách, kde se zvěř trvale zdržuje. Pro vnášení žádoucích druhů listnatých dřevin a jedle jsou proto nutné individuální ochrany nebo oplocenky. Nevhodná je naopak plošná aplikace repelentních přípravků v blízkosti vodních toků.



Obr. 75a. Prameniště částečně zastíněné náletem.



Obr. 75b. Prameniště po asanaci náletů.



Obr. 76. Postupné zarůstání bezlesí náletem smrku v horní části povodí Blanice ve vojenském prostoru Boletice.

Dále je důležité posuzovat vhodnost místa při zakládání příkrmíšť, újedí, umístování slanisek, medicínálních lizů apod. Nevhodné je volit místa blízko vodního toku a pramenišť (doporučená minimální vzdálenost je 30 m od vodoteče či prameniště). Ohrožení pro významná mokřadní společenstva spočívá především ve vyšší míře eutrofizace a mechanickým poškození půdního povrchu a vegetace způsobeném soustředěním zvěře, případně ve vnášení ruderalních a nepůvodních druhů rostlin ze semen obsažených v krmivech.

8.3 Zásady a doporučení pro zemědělce

Zemědělské hospodaření bylo s výskytem perlorodky zvláště ve vyšších nadmořských výškách (dnes na horní hranici jejího výskytu) vždy spojeno. Právě zemědělství v podobě pastevectví a lukaření otevřelo v těchto oblastech, pro perlorodku jinak nevhodných, nové ekologické niky, které jí umožnily přečkat



Obr. 77. Ukázka rozvolněného porostu s přirozenou skladbou dřevin v povodí Spálenického potoka.

období zvýšené antropogenní zátěže až do současnosti. Absolutní vyloučení zemědělského hospodaření v povodích s výskytem perlorodky by tedy bylo nevhodné. Vedlo by totiž k zániku mozaikovitě krajiny a otevřených niv, které jsou předmětem ochrany podle zákona č. 114/1992 Sb., a k celkovému ochlazení říční sítě po plošné expanzi lesa. Lokální farmáři a vlastníci zemědělských pozemků jsou tak významnými partnery ochrany přírody.

8.3.1 Vhodné formy hospodaření

Pro ochranu perlorodky je zásadní způsob, jakým se v povodí hospodaří. Mezi nevhodné patří zejména: (a) způsoby hospodaření zvyšující erozi půdy a její splach do povodí (využívání těžké techniky na podmačených místech, orná půda na svazích o nevhodném sklonu), (b) hospodaření snižující krajinnou biodiverzitu (velké půdní bloky, intenzivní trvalé travní porosty – TTP) či její retenční kapacitu (zavádění odvodňovacích systémů). Problematické bývají též bodové zdroje znečištění (jímký, polní hnojiště, silážní jámy nebo silážní vaky v blízkosti toku apod.), které mohou po splachu do toku zapříčinit sice krátkou, ale zato akutní toxicitu prostředí, pro perlorodku letální. Zvláštní pozornost je nutné věnovat užívání umělých hnojiv a biocidů, případně aplikovat pouze ty, které jsou atestovány pro předmět ochrany – perlorodku – jako neškodné. V **Tabulce 3** je uveden výpis nevhodných způsobů hospodaření v povodích s výskytem perlorodky a jejich negativní vliv.

Optimálním přístupem k zemědělství v povodích s výskytem perlorodky je forma ekologického zemědělství – především v podobě lukaření a pastevectví. Zemědělsky obhospodařované pozemky by měly v povodích s perlorodkou tvořit pestrou mozaiku extenzivně sklizených travních porostů na sušších stanovištích a nevyužívaných mokřadních či prameništích částí. Extenzivní formy hospodaření, využívající organické formy hnojení, jsou navíc předpokladem vzniku kvalitního detritu jakožto potravy perlorodek.

8.3.2 Pastevectví

V povodích s výskytem perlorodky je vhodné zavádět a podporovat zejména extenzivní typ pastevectví. Intenzivní typ pastvy (zvláště na velmi svažitéch pozemcích) v blízkosti vodních toků a pramenů způsobuje extrémní vnos živin do celého systému, čímž je málo úživné prostředí s výskytem perlorodky silně ohroženo eutrofizací. Zvláště v menších pastevních areálech je nutné sledovat zatížení půdy živinami a pokud je zatížení nadměrné, provést vhodná opatření. Například včasným přesunem mobilní napáječky lze zabránit přílišnému narušení půdního drnu a bodové akumulaci živin v blízkosti toku, které mohou být silným deštěm do toku spláchnuty. Vždy je nutné vyplotit vodní tok a mokřady (**Obr. 78**). Je totiž zapotřebí zohlednit skutečnost, že produkce fosforu a dusíku je díky intenzivnímu metabolismu skotu velmi vysoká, a to jak při ustájení, tak na pastvině. Bilančně odpovídá produkce fosforu a dusíku jediné dojnici produkci 32 ekvivalentních obyvatel (KAMINSKÝ 1974). Ekvivalentní obyvatel je jednotka odpovídající produkci odpadní vody jednoho člověka. Krmeliště a zimoviště je vždy potřeba rovněž umístit mimo zvodnělá a zamokřená místa a v dostatečné vzdálenosti od údolnic. I nárazový, avšak koncentrovaný vnos živin a sedimentů do toku může ohrozit mladá vývojová stadia perlorodek.

Významný vliv na bilanci živin na pastvině v blízkosti perlorodkového toku, a tedy i na následnou potravu perlorodek, má zatížení skutečně pasené půdy skotem a ovci. Jako hranici, kterou by nemělo zemědělské využití pasených ploch překročit, je možné stanovit pastvu 0,5 velké dobytčí jednotky (VDJ) na skutečně pasený hektar při současné velikosti stáda do 100 kusů s tím, že

Tabulka 3. Nevhodné způsoby zemědělského hospodaření v povodích s výskytem perlorodky říční a jejich negativní dopad na tato povodí.

Nevhodný způsob hospodaření:	Negativní vliv:
Pohyb traktorů a jiných strojů ve vodních tocích nebo v prameništích, přejíždění mechanizačních prostředků přes vodoteče.	zesílení eroze, transport sedimentů a plavenin, narušení hydrologického režimu, ohrožení vodního prostředí únikem PHM a maziv
Ponechání pokosené biomasy (mulčování) na podmačených lučních stanovištích.	zdroj živin a škodlivých látek zvyšujících úživnost povodí
Volná potulka skotu a ovcí v pramenných oblastech a v blízkosti toků.	devastace pramenišť a prameništních stružek, zesílení eroze, vznik zahloubených toků již na horních úsecích perlorodkových toků
Pěstování širokořádkových plodin v blízkosti vodních toků nebo ve svažitém terénu.	zesílení eroze, vyplavování živin a pesticidů
Zornění dočasně zatravněné orné půdy a rychloobnova luk v blízkosti vodních toků nebo ve svažitém terénu.	zesílení eroze, prudké uvolnění a vyplavení akumulovaných přirozených živin
Používání biocidů, desikantů, přípravku k hnojení a stimulaci kultur do 30 m od okrajů pramenišť, břehů toků a okrajů dalších mokřadních ploch	zvýšení toxicity a přísunu živin v povodích s výskytem perlorodky
Hromadění většího množství sečené trávy v okolí jednotlivých nemovitostí v příkopech a terénních depresích v blízkosti toků.	zdroj živin a škodlivých látek zvyšujících úživnost povodí
Skládky hnojiv, siláže a kompostu v blízkosti toků.	zdroj živin a škodlivých látek zvyšujících úživnost povodí
Nové odvodňování zemědělských a lesních pozemků.	snižování retenční schopnosti krajiny, prudké zvýšení vodivosti, velké riziko eroze, případné vyplavení živin z úživných lokalit
Při obhospodařování pozemků používání takových chemických látek, u nichž nebyla prokázána neškodnost pro juvenilní stadia perlorodky říční.	toxicita prostředí, přímé úhyny chráněného druhu

Tabulka 4. Rozdělení hnojiv dle rychlosti uvolňování a případného vyplavování dusíku (dle autorů KULR a KOZLOVSKÁ 2012).

Hnojiva s rychle se uvolňujícím dusíkem:	Hnojiva s pomalu se uvolňujícím dusíkem:
• kejda • fugát kejdy • hnojůvka • močůvka • silážní šťávy • trus drůbeže a drobných hospodářských zvířat s podestýlkou • výkaly a moč zanechané hospodářskými zvířaty při pastvě • digestát z bioplynové stanice • fugát digestátu	• hnůj skotu či prasat • koňský hnůj • separát kejdy • kompost • separát digestátu

**Obr. 78a. Dobře organizovaná pastva skotu na suchých svazích u obce Zbytiny na Šumavě s vyploceným okolím vodního toku.****Obr. 78b. Negativní důsledky intenzivní pastvy (rozrušení půdního drnu) v okolí toku při přehánění stáda na pastvině nad obcí Zbytiny.**

optimum se pohybuje (dle stanoviště) kolem 0,35 VDJ/ha a velikost stáda do 50 ks skotu a 100 ks ovcí. Pro potřebu zemědělce i ochranu přírody je však vždy vhodné domluvit se s příslušným místním OOP. Bližší informace o možnostech pastvy v ZCHÚ a EVL se lze dočíst ve **Standardu AOPK ČR – Pastva** na internetových stránkách <http://standards.nature.cz/schvalene-zneni-standardu/>.

V rámci pastevektví by měli vlastníci dobytka dbát zejména na důkladné oplocování pastvin a následné pravidelné kontroly. Ploty a elektrické ohradníky je vhodné průběžně podsíkat, avšak nepoužívat RoundUp, který je pro perlorodky silně toxický. V případě úniku skotu z pastviny a jeho potulek v pramenné oblasti či při březích toků může docházet k devastaci pramenišť a pramenných stružek, které zajišťují zdroj a přísun potravy pro perlorodky. Narušené břehy toků jsou náchylné k silné stržové erozi, v jejímž důsledku je tok následně zahlcen splaveninami, které se usazují dále po proudu na dně a ohrožují tak mladá vývojová

stadia i dospělce perlorodek. Příznivým krokem vlastníků pastvin směrem k ochraně perlorodky může být též oplocování mokřadů a prameniští spojených s tokem v rámci samotné pastviny. Vhodné je též zajistit přechod stáda při přehánění z pastviny na pastvinu přes tok například dřevěným mostkem, aby nedocházelo k zbytečnému zakalení vody zvířenými sedimenty. U silně erodovaných toků, které protékají pastvinou, je nutné zvážit jejich případné svedení do zásaku.

8.3.3 Lukaření

Pro zajištění potravního detritu v povodích s výskytem perlorodky je velmi žádoucí podpora a zachování extenzivních lučních porostů protknutých drobnou sítí potůčků a stružek. Jedním ze způsobů vzniku detritu, jakožto hlavní potravy perlorodek, je vyplavování půdních částic z kořenových systémů některých vegetačních typů lučních porostů. Různé typy managementových opatření, která jsou vhodná na tyto biotopy aplikovat, jsou uvedeny v kapitole 9. Pokud je to možné, vlastníků lučního pozemku by měl při využívání lučních porostů posuzovat charakter lučního biotopu (zamokřený, suchý nebo málo úživný). Je například známo, že na některých méně úživných loukách v režimu agroenvironmentálních dotačních titulů, které jsou sečeny dvakrát ročně, se často šíří plevelní plevele (zejména třezalka tečkovaná), což mnohokrát vedlo k případům používání herbicidů (RoundUp). Po proniknutí do vody však může tento typ herbicidu způsobit úhyn perlorodek. Již na konci 90. let 20. století byl zdokumentován případ úhynu juvenilních jedinců perlorodek ze záchranného odchovu a pravděpodobně i volně žijící populace po aplikaci RoundUpu.

8.3.4 Aplikace hnojiv

Organicky vázaný dusík obsažený v organických a organominerálních hnojivech, statkových hnojivech a upravených kalech se v půdě mineralizuje a přechází do forem využitelných rostlinami. Zároveň však při dlouhodobé nadměrné zátěži vyvolává dusík v půdě živinovou nerovnováhu, způsobuje úbytek organické hmoty a je vyplavován do okolního prostředí (ZÁHORA a kol. 2011). Rozdělení hnojiv dle rychlosti uvolňování dusíku je uvedeno v **Tabulce 4**.

Při aplikaci hnojiv na ornou půdu je vždy nutné věnovat pozornost:

- a) **době aplikace hnojiva** – aplikace kejdry v zimních měsících (**Obr. 79a**) je v našich podmínkách plošně zakázána (více o době aplikace hnojiv pojednává **Příloha 15**),
- b) **svažitosti pozemku** – na pozemcích s ornou půdou se sklonitostí nad 10° (17,36 %) je aplikace dusíkatých hnojiv nevhodná (více o aplikaci hnojiv na svažitých pozemcích v blízkosti povrchových vod v **Příloze 16**),
- c) **typu pozemku** – vyloučení hnojení na podmačených zemědělských pozemcích,
- d) **blízkosti vodního toku** – v případě povodí s výskytem perlorodky by minimální vzdálenost hnojených pozemků od okrajů prameniští, břehu toků a dalších mokřadních ploch neměla být menší než 30 m,
- e) **typu hnojiva**.

Dále je též nutné věnovat pozornost skladování hnojiv. V případě povodí s výskytem perlorodky by měla být hnojiva skladována co nejdále od vodního toku a měla by být vždy zajištěna proti možnému splachu výluhů do povodí.

Plochy zemědělských pozemků sklizené sečením lze přihnajovat kompostovaným hnojem s tím, že skládka kompostu je vhodné umístit mimo povodí. V případě malovýroby nebo zahrádek je vhodným opatřením vytvořit alespoň 0,5 m vysoké nasávací půdní drnové zakládky, na kterých lze sečenou travu kompostovat. Zakládku lze pak po skočení kompostovacího cyklu použít jako zahradnickou zeminu, tzv. drnovku (**Obr. 79b**).

Více informací a doporučení ohledně problematiky aplikace hnojiv lze nalézt v metodice Ministerstva zemědělství Správná zemědělská praxe pro ochranu vod před znečištěním na internetových stránkách <https://www.vurv.cz/sites/File/metodika%20SZP%20NS%202012.pdf>.

8.3.5 Doporučení pro orgány ochrany přírody k problematice zemědělského hospodaření

Vhodným přístupem OOP v povodích s perlorodkou je podpora lukaření a chovu skotu formou státních dotací, ale pouze dle zásad ekologického zemědělství, které jsou dány směrnicemi Mezinárodní federace hnutí pro ekologické zemědělství a kontrolovány národními certifikačními organizacemi. Optimální je využívání zemědělských pozemků v systému ekologického zemědělství místními soukromými rolníky nebo družstevníky, kteří na rozdíl od velkých akciových společností (hospodářů na pronajaté půdě) mají zájem na trvale udržitelném užívání svých pozemků a k půdě mají osobní vztah. V **Příloze 17** lze nalézt příklad systematického odstupňování pásů péče o pozemky v okolí vodních toků v ZCHÚ, který může sloužit jako příklad využívání pozemků v povodích s perlorodkou při dohodách OOP s vlastníky takových pozemků i mimo samotné chráněné území.

8.4 Zásady péče a doporučení pro rybáře

Rybářské hospodaření v povodích s výskytem perlorodky říční by mělo být zaměřeno především na výskyt stabilní populace pstruha potočního s dostatečným počtem generačních ryb (ŠVANYGA 2013). Optimálním řešením je vyhlášení chráněných rybích oblastí (CHRO) v lokalitách s perlorodkou a spolupráce místních organizací Českého rybářského svazu (MO ČRS) a OOP. Důležité je v CHRO stanovit takový režim, který je šetrný k výskytu perlorodky. Například pokud revír slouží k odchytu generačních ryb, je nutné stanovit, kde a jak lovit s ohledem na výskyt perlorodky. Vhodným přístupem k lovu pstruha potočního v přilehlých revírech je pak zvyšování lovné míry, případně prodloužení doby hájení. Pro rekreační rybolov je například vhodné zavést formu rybaření „Chyt' a pust'“.

Na místech s výskytem perlorodky říční musí platit přísný zákaz brodění buď v celém revíru, nebo v jasně značených úsecích (min. délka 300 m) tak, aby nedocházelo k poškození místních kolonií (vhodné je směřovat rybolov v perlorodkových povodích do území vymezených pod tzv. 1. závěrným profilem). Uživatelé revíru musí mít vždy udělenou výjimku ze zákona č. 114/1992 Sb. ve vztahu k perlorodce říční.

8.4.1 Posilování místních populací pstruha potočního

V místech s výskytem málo početné populace pstruha potočního je vhodné tyto populace posilovat z umělých, avšak geneticky lokálně příslušných odchovů (ŠVANYGA 2013). Důležité je si uvědomit, že parazitická stadia perlorodek se vyvíjejí převážně na mladých jedincích (1–2-leté ryby). Starší ryby



Obr. 79a. Zcela nevhodná aplikace kejdy na ornou půdu v zimních měsících naposledy zaznamenaná v povodí Blanice v roce 2003.



Obr. 79b. Tvorba kompostu na základě s odvodem výluhů do sběrné nádoby (vpředu), v pozadí jsou zachyceny komposty různého stáří.

si po prvním napadení glochidiemi vytvářejí proti další parazitaci imunitu a jsou z hlediska rozmnožování pro perlorodku obtížně využitelné.

To ovšem platí pouze v nepřírozně ovlivněných biotopech se silným zarybnováním a bez dostatečného vlivu predátorů. V podmínkách NPP Blanice s dobrou přirozenou reprodukcí pstruha a trvalým predčním tlakem vydry říční a čápa černého se například jako nejlepší hostitelé glochidií jeví větší pstruzi s délkou těla 14–18 cm, a to díky velké ploše žaber a dobrému zapouzdření glochidií, které se pak na rybě vyvíjejí jako celkově vitálnější a životaschopnější. Tyto větší ryby průběžně vstupují do hlavního toku z chladnějších přítoků, kde perlorodka nežije, a nejsou tedy vůči glochidiím imunní (Hruška 2000). Je proto žádoucí, aby přirozené zastoupení všech věkových skupin v populaci pstruha zajišťovali predátoři (vydra říční, čáp černý). Tito predátoři však potřebují i jiné potravní zdroje, které odstíní část predčního tlaku na rybí obsádku, z lidského pohledu nežádoucího. Proto je důležité, aby bylo v blízkém okolí vodních toků dostatečné množství vhodných biotopů s výskytem obojživelníků, plazů, drobných hlodavců a hmyzu.

Pro umělé posilování populací pstruha potočního v povodích lze například využívat plovoucích Firtzlafových aparátů na kulení ryb přímo v toku (Obr. 80) či vysazování mladých ryb odchovaných mimo vlastní tok, vždy však s lokální příslušností (Spisár 2015). Dlouhodobým cílem těchto podpůrných aktivit by však mělo být vytvoření samostatně fungující a přirozeně se rozmnožující populace pstruha potočního.



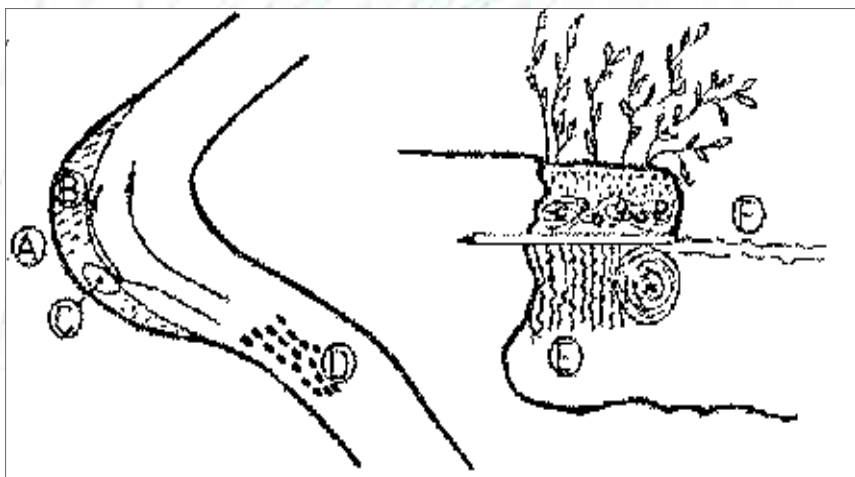
Obr. 80. Využití plovoucích Firtzlafových aparátů na kulení ryb přímo v toku (Český rybářský svaz Aš). Na základě získaných zkušeností lze potvrdit, že takto odchované ryby vykazují nižší úmrtnost, a je předpoklad, že v budoucnu se budou pstruzi na místo vracet za účelem vytření.

8.4.2 Udržování vhodného biotopu pro pstruha potočního

Vhodným opatřením je prosvětlování a čištění toků tak, aby docházelo k zprůchodnění jak hlavního toku, tak drobných přítoků, čímž dochází ke zvýšení odchovné kapacity toku pro pstruha a zároveň se odstraňují překážky omezující transport detritu do hlavního toku k perlorodkám. Odstraňování nežádoucí dřevní hmoty je nutno provádět šetrně, bez pojezdu těžké techniky v toku a s minimálním dopadem na přilehlé nivní partie. Přímo v toku je přítomnost pstruha možné podporovat také vytvářením umělých rybích úkrytů (**Obr. 81**) nebo vkládáním mrtvého dřeva indukujícího vznik tůní, neboť v přirozených podmínkách je odchovná kapacita dána právě úkrytovými možnostmi.

Tzv. metoda hrázkování pro vytvoření vhodných míst pro plůdek je v povodích s perlorodkou říční vždy problematická. Jako nejvhodnější typ hrázkování lze doporučit boční výhony, které slouží především ke zpomalení proudění a nepřehrazují zcela koryto. Vzhledem k migračním možnostem pstruha je vhodné tento typ opatření situovat především pod místa s výskytem perlorodky, neboť příčné překážky na toku nad místy jejího výskytu způsobují zadržování pro perlorodku důležitého zdroje potravy – detritu. Při realizaci je nutné mít vždy uděleno výjimku ze zákona č. 114/1992 Sb. ve vztahu k perlorodce říční.

Zvlášť nevhodné je vysazování kompetičně silnějších druhů ryb (tzv. bílé ryby) a druhů nepůvodních (siven americký, pstruh duhový), které často vytlačují pstruha potočního do přítoků a ten tak není v době rozmnožování perlorodek na lokalitě přítomen. Nevhodný je i přílišný predanční tlak na populaci pstruha způsobený například v případě Teplé Vltavy migrací dravých ryb (bolena dravého) z vodní nádrže Lipno. Zarybňovací plány na perlorodkových lokalitách je vždy vhodné konzultovat s OOP.



Obr. 81. Úpravy břehů ke zvýšení invaze glochidií na hostitelských rybách. A – břehová nádrž, B – vegetační úprava do tvaru převyšilého břehu, C – vířivé proudy s glochidiemi, D – kolonie perlorodek, E – úkryty ryb, F – střední hladina (HRUŠKA 1995).

8.4.3 Zřizování staveb a vodních děl na toku

Zřizování průtočných rybníků či vodních nádrží s kapří obsádkou je v povodích s výskytem perlorodky nežádoucí. Rybníky obecně zvyšují úživnost oligotrofních toků, stejně jako hodnotu pH, čímž následně zvyšují i toxicitu vyplavovaných amonných iontů. Průtočné nádrže navíc kompletně zadržují vodou nesený detrit, který je pro perlorodku zdrojem potravy. Rybníky mohou nepříznivě ovlivňovat skladbu rybí obsádky v důsledku úniků ryb do níže po proudu položených částí toku a dále zanášet dno toku nadbytkem organické hmoty pocházející především z fytoplanktonu. V případě obtočných rybníků je nežádoucí vliv obecně menší. Pokud dochází k pravidelným únikům nežádoucích druhů ryb z chovných rybníků do perlorodkových toků, lze přistoupit k instalaci vhodných mechanických zábran (např. česlí) do nátokových či výpustních objektů.

Výstavba rybích přechodů zprostupňujících stávající jezové překážky na tocích je žádoucí činností. Projektovou přípravu každé takové akce je však nutné dopředu konzultovat s příslušným OOP.

Výstavbu nových malých vodních elektráren (MVE) na tocích je nutné v územích s výskytem perlorodky (nad 1. závěrnými profily) vždy vyloučit.

8.4.4 Doporučení pro orgány ochrany přírody k problematice rybářského hospodaření

Ze strany OOP je v rámci problematiky rybářského hospodaření na tocích s výskytem perlorodky říční stěžejní komunikace s rybářskými svazy a rybáři samotnými. Vhodným přístupem je osvětová činnost zaměřená na přirozené predátory pstruha potočního (např. vydrů říční) a obecně vztah perlorodky a pstruha potočního. Tato činnost může být dále naplňována prostřednictvím edukačních materiálů, vzdělávacích seminářů a akcí pro veřejnost nebo mezioborovými setkáváními a pravidelným kontaktem zástupců ochrany přírody (zástupců veřejné správy, speciálně zaměřených neziskových organizací apod.) se zástupci místní organizace Českého rybářského svazu, místními rybáři a myslivci (např. při výročních schůzích).

K tématu vztahů mezi rybím hostitelem a perlorodkou říční bude ze strany MŽP připraven samostatný metodický dokument.

8.5 Zásady péče a doporučení pro obce

Pro obce, na jejichž katastrech se vyskytují perlorodkové toky, jsou dobře využitelné zásady péče a doporučení uváděné v plánech péče jednotlivých chráněných území a jejich ochranných pásech. Z hlediska perlorodky je prioritní péče o vodní prostředí, tedy říčky, potoky, stružky a prameniště na rozdíl od „suchých“ částí krajiny, které mají na vody jen zprostředkovaný vliv. Nezanedbatelným úkolem obcí je podpora zadržování vody v krajině, stejně důležité je však i dohlížet v obcích na správné nakládání s odpadními vodami a pevnými toxickými odpady.

8.5.1 Nakládání s odpadními vodami

Odpadní vody ve větších obcích je nutné odvádět kanalizací do čistíren odpadních vod (ČOV) s dostatečným stupněm čištění. Z pohledu obce je nutné provoz pečlivě kontrolovat tak, aby se při vzniku jakéhokoliv problému či úniku podařilo zamezit rozsáhlejší havárii včas. Pro případ havárie je

vhodné připravit alternativy likvidace odpadních vod (OV) tak, aby se do perlorodkového toku nedostaly nečistěné odpadní vody. Nejlepší cestou je za výpust z ČOV zařadit jako třetí stupeň dočišťování dvě nízko zatěžované vodní nádrže za sebou (**Obr. 82**) a vodu do toku vypouštět až z druhé z nich. Havarijní/dešťový odtok ČOV musí být také zaústěn do první nádrže, nikoliv do potoka. Třetí stupeň čištění sice zvýší investiční náklady, avšak zajistí dlouhodobě téměř 100% bezpečnost provozu (havárie na ČOV nebo kanalizaci zachytí již první nádrž) s velmi dobrou účinností. Provozní náklady v podstatě nestoupnou a nádrže mohou mít i další vedlejší využití. Při průměrném množství poruch čistírenské technologie lze odbahňování první nádrže očekávat za cca 10–20 let, u druhé nádrže pak za 30–100 let. V druhé oxidační nádrži lze navíc bez přikrmování chovat kaprovité ryby (které nemohou v případě uniknutí přežít v toku) a využívat ji (při běžné provozní hloubce okolo 0,5 m) rovněž v zimě jako bezpečné kluziště (WANNER a SIMON 2012, WANNER a kol. 2012, 2014, 2015). Odlov ryb může napomoci odstraňování dusíku a zejména fosforu ze systému, ryby však nesmějí být přikrmovány. Účinnost zařazení dočišťovacích rybníků do systému čištění odpadních vod v obcích je znázorněna na **Obr. 186 v Příloze 18**.

U individuální výstavby je při likvidaci komunálních odpadních vod zadané ve stavebním povolení třeba brát zřetel na specifčnost lokality a zabránit i zdánlivě nevýznamnému znečištění povrchových vod. Zejména na drobných tocích může i jeden rodinný dům či chata v letním suchém období silně ohrozit menší vodní tok s nízkými průtoky. Pokud to prostor dovolí, systém nízko zatěžovaných nádrží (domovní ČOV a dva malé rybníčky v sérii za sebou) je vhodný i pro individuální výstavbu (**Obr. 83**, WANNER a kol. 2014).



Obr. 82. Letecký pohled na nízkozatěžované biologické dočišťovací rybníky v obci Zbytiny. (Zdroj: Mapy.cz, © Seznam.cz, a.s., © TopGis, s.r.o.).



Obr. 83a. Malý dočišťovací rybník u zemědělské usedlosti v obci Malovice u Vodňan za domovní ČOV pro pět ekvivalentních obyvatel krátce po svém založení (prostá zemní nádrž v jílovité zemině). První nádrž ze série dvou nízko zatěžovaných biologických nádrží.



Obr. 83b. Totožná první nádrž série druhý rok po založení, kdy se postupně rozvíjí mokřadní vegetace a vegetační zákal způsobený jednobuněčnými řasami, které zlepšují dočišťování.

8.5.2 Nakládání s pevnými odpady

Mezi činnosti, jejichž realizace by mohla nepříznivě ovlivnit chráněný druh z důvodu znečištění vod, patří skládky průmyslového a komunálního odpadu v dosahu vodního toku, ale i na podmáčených pozemcích kdekoli v povodí. Z tohoto pohledu jsou nebezpečné divoké skládky, ale i zanedbané prostory, které se nacházejí na soukromých i obecních pozemcích. V jednotlivých obcích a jejich částech je tedy třeba dbát na řádnou likvidaci domovních odpadů a zajišťovat periodický sběr a odvoz nebezpečného odpadu.

Závadné je i hromadění většího množství zdánlivě neškodné posečené trávy v okolí jednotlivých nemovitostí v příkopech a terénních depresích. Zahnívajícím rostlinným hmotou produkuje velké množství amoniaku a výluhy po deštích tak mohou být zdrojem škodlivých látek pro vody, ryby i perlorodky. V obcích je vhodné vytvořit zabezpečené plochy, na kterých bude možné odpadní travní hmotu kompostovat a opětovně využívat na hnojení pozemků. U jednotlivých nemovitostí lze problém dobře řešit vytvořením alespoň 0,5 m vysoké nasávací půdní zakládky z travních drnů, na které lze sečenou travu kompostovat. Po třech letech je nasávací půdní zakládka společně s rozloženou trávou promísena a využita jako kvalitní zahradní hnojivo. Stejně tak je možné travní hmotu ze zahrádek v menším množství ukládat na klasický kompost, vždy ve směsi se suším na uhlík bohatým materiálem jako je sláma, listí, větvičky nebo štěpka.

8.5.3 Rekreační využití pozemků v povodích s perlorodkou

Pobytové formy rekreace by měly být směřovány mimo údolnice perlorodkových toků, především v místech ohrožených erozí. Preferovat lze takové formy sportovního a rekreačního využití, které nenaruší vyrovnanou bilanci živin a nebudou zhoršovat erozní procesy v citlivých částech území, včetně erozních jevů působených cykloturistikou (v zimě běžeckými stopami) apod.

Letní dětské stanové tábory skautského nebo indiánského typu jsou v principu možné při zachování odstupu od vodotečí pro latríny a vsakovací jámy u kuchyní. Problematické jsou však již jakákoliv stálá tábořiště s budovami, zejména z důvodu problémů s nakládáním s odpadními vodami. V chráněných územích platí většinou i omezení z důvodu zachování klidových poměrů pro další citlivé druhy živočichů (jeřábek lesní, čáp černý, vydra říční, chřástal polní aj.).

8.5.4 Cestní a jiná infrastruktura

opravy a udržovací práce na stávajících dopravních systémech je nutné provádět tak, aby nemohlo dojít k nepříznivému ovlivnění vodního prostředí.

U příčných staveb (mosty, jezy, brody), jejich oprav nebo staveb v blízkosti vodních toků, které by mohly mít nepříznivý vliv na předmět ochrany, je nutné zajistit podrobné sledování fyzikálních a chemických parametrů nad stavbou a především pod stavbou s kontinuálním měřením konduktivity a hlášením překročení indikační hodnoty. Tyto práce může provádět i pracovník zajišťující biologický dozor.

Z hlediska cestní sítě má zásadní negativní vliv na vody nejen únik pohonných hmot (PHM), ale též chemický posyp vozovek (pevná sůl nebo postřik solnými roztoky) a užívání drčeného kameniva s vysokým obsahem vápníku jako posypového materiálu či k zpevňování cest. Obdobně negativní vliv má užití látek nebezpečných vodám, jako jsou herbicidy k ošetřování okrajů silničních těles nebo železničního svršku.

Zaústění odvodňovacích příkopů cest je vhodné řešit zásakem a nezavádět je do vodotečí a pramenných poloh. Na polních cestách v blízkosti vodních toků je vhodné zvážit opravu stávajících propustků se zásakem či zřízení nových, které nebudou ústít přímo do vodoteče. Propustky slouží rovněž k oddělení kontaminované vody z přechodů pro dobytek od hydrografické sítě. K vytvoření propustku lze použít plastovou nebo ocelovou rouru (nikoliv však betonovou) – zpevnění se provádí kamenným záhozem, pod rourou se cestní strouha uzavře utemovanou zeminou s odrnováním povrchu záhozu. Takto krátký úsek zatrubnění nezneškodňuje úživný detrit a nemá vliv ani na teplotní poměry v toku.

Zvláštní pozornost je nutné věnovat budování cest, dopravních linek, smyků apod. Cesty musí přecházet vodní toky vždy v relativně nejvíce nosném terénu po pevných mostcích, přičemž pro malé propustky je možné používat též plastové nebo ocelové trubky a pro větší mostové konstrukce případně i betonové prefabrikáty, které umožňují zachovat přirozené dno. Při opravách příčných staveb na tocích jsou nutná taková opatření, která vyloučí negativní vliv na jakost vody. Například čela propustků lze opevňovat prioritně formou suchých zídek nebo těžkým kamenným záhozem, variantně lze použít kotvení některým z prvků, např. tzv. geomříží (nikoliv však pozinkovanou).

8.5.5 Zásady a doporučení pro stavební činnost

Je důležité si uvědomit, že při jakékoliv stavební činnosti (realizaci nové stavby, rekonstrukci mostů a dalších příčných staveb přes vodoteče) může dojít ke znečištění vod. Rizikové jsou zejména betonáže. U všech takových staveb je nezbytné zajistit biologický dozor a kontrolovat jakost vody (lze využít například technologie kontinuálního sledování změn konduktivity nad a pod stavbou s automatickým hlášením případného překročení hodnot). Ke stavbám je vhodné využívat výhradně místní kamenivo předem zbavené jílových frakcí a provést opatření na eliminaci vápnitých nebo toxických výluhů ze stavebních hmot.

Významné riziko pro tok představuje také křížení vodních toků s potrubím (např. shybky, kanalizace, plynovod) nebo kabelovým vedením. Při stavbě nebo havárii pak může dojít k přímé kontaminaci toku. Pro snížení tohoto rizika je výhodným řešením využít technologii těsnění výkopů bentonitovými přepážkami, které byly úspěšně použity například při ochraně populace perlorodky v povodí Zlatého potoka. Výkopové těleso pak nemůže působit jako drén, svádějící kapaliny unikající z potrubí do vodoteče. Toto opatření současně trvale eliminuje nežádoucí drenování mělkých podzemních vod ze sítel či ploch orné půdy, často silně zatížených živinami.

Je nutné připomenout, že ke všem záměrům, při nichž dochází k zásahům do vodotečí, kolem vodotečí a pramenišť apod., je nezbytné získat souhlas příslušného OOP. Projektovou přípravu je vždy lepší připravovat ve spolupráci s OOP a záměr realizovat vždy až po udělení nezbytných výjimek dle platné legislativy.

9 Metodika lučního managementu v územích s výskytem perlorodky říční

Cílem této části metodiky o lučním managementu je stručný popis zásad hospodaření na různých typech přírodních převážně nelesních stanovišť (**Příloha 19**) v povodích, kde se perlorodka říční vyskytuje. Jde především o následující evropsky významné lokality (EVL): Blanice, Horní Malše, Bystřina – Lužní potok, Šumava a Zlatý potok v Pošumaví, ale i jiné oblasti.

Kromě lučního managementu je součástí metodiky i kapitola o specifickém kompostování, které se v některých územích provozuje již řadu let. Kompostová zemina je dodávána zpět na vybrané plochy a představuje jednu z možností, jak zlepšit obsah živin v potravě perlorodky.

Níže popsaná doporučení lučního managementu mohou sloužit nejen orgánům ochrany přírody pro nastolení vhodného managementu, ale i uživatelům pozemků, kteří hospodaří v příslušném chráněném území.

Doporučená managementová opatření vycházejí ze stavu biotopů zachyceného v terénu při mapování v roce 2015 (<http://mapy.nature.cz/>). V ochranné i botanické praxi se pro rozlišování nejrozličnějších typů biotopů běžně používá Katalog biotopů (CHYTRÝ a kol. 2010), kde jsou uvedeny charakteristiky jednotlivých typů biotopů, jejich kódy, zastoupení dominantních a diagnostických druhů rostlin ve společenstvech a mapy rozšíření biotopů v ČR. V následující kapitole je tudíž popsán management vybraných stanovišť podle biotopů dle zmíněného katalogu (CHYTRÝ a kol. 2010). V **Přílohách 20 a 21** jsou uvedeny fytoecologické snímky, které byly zapsány na vybraných místech vhodných pro perlorodku především z potravního hlediska.

9.1 Perlorodka říční a rostlinný pokryv

Zásadním problémem evropsky významných lokalit (EVL), v nichž je předmětem ochrany perlorodka říční (*Margaritifera margaritifera*), je v současnosti její rozmnožování a odrůstání nejmladších vývojových stadií. Je zřejmé, že problém je zapříčiněn hned několika spolupůsobícími faktory, z nichž jedním jsou problémy s nevyhovujícím rostlinným pokryvem pozemků v blízkosti perlorodkových toků. Problémy působí především zastínění toků, zapříčiňující nedostatečné prohřívání vody nezbytné pro rozmnožování perlorodky, a také nedostatečné potravní zdroje, jak již bylo zmíněno v kapitole 5.

Oba problémy mají celkem zřejmou příčinu ve změnách vegetačního pokryvu, k nimž došlo v uplynulých desetiletích ve všech „zájmových lokalitách“. Následkem vegetačních i mnoha dalších změn jsou na většině těchto lokalit dnes známy jen populace starých, dospělých jedinců perlorodek, u nichž nedochází ke spontánnímu rozmnožování. Podle věkové struktury dnešních populací perlorodky je zřejmé, že přirozené rozmnožování probíhalo nejspíše do poloviny 20. století, kdy začalo postupně docházet k zásadním změnám ve struktuře krajiny, potažmo vegetace.

K analýze krajinných změn uplynulého období nelze využít rozdíly mezi vegetací reálnou a potenciální (NEUHÄUSLOVÁ 1998), resp. rekonstruovanou (MIKYŠKA 1968), neboť výskyt perlorodky je dnes striktně vázán na stanoviště, kde došlo v průběhu středověké kolonizace k zásadním vegetačním změnám (viz mapa rozšíření perlorodky v práci ŠIMONA a kol. 2015 nebo kapitola 8). Pro analýzu vegetačního krytu v období, kdy ke spontánnímu rozmnožování perlorodky docházelo, nejsou k dispozici přímé podkladové zdroje. Nejlepším, byť nepřímým zdrojem informací o struktuře vegetace jsou proto historické ortofotomapy (OFM) z poloviny 20. století (<http://kontaminace.cenia.cz>). Pro území

dnešních EVL pocházejí OFM mapy z roku 1952. Byly tedy pořízeny záhy po zásadních demografických změnách a v době předcházející hlavním zásahům, které provázely socializaci zemědělství. Spontánní i antropogenně podmíněné sukcesní změny ve vegetaci na krajinné úrovni jsou v nich tedy zachyceny pouze v počátečních stádiích.

Je třeba připomenout, že analýza historických ortofotomap neumožňuje přesnější biotopovou analýzu studovaných lokalit, ale jen rámcové posouzení na hrubší (krajinné) úrovni. Přesto se zdá, že některé odpovědi na hledání cest ke zlepšení stavu populací perlorodky lze z takové analýzy vyčíst.

9.2 Analýza ortofotomap a historické změny ve vývoji vegetace

Všechny studované EVL ležely v oblastech s původním německy mluvícím obyvatelstvem, které bylo po roce 1945 odsunuto. Z toho dvě ze studovaných území leží v těsné blízkosti státní hranice, kde perlorodkové toky alespoň z části tvoří státní hranici. Krajina v těchto EVL se velmi výrazným způsobem proměnila, neboť její osídlení rapidně pokleslo. Změny v osídlení měly zásadní dopad na zemědělské využití zdejší krajiny. Nelesní pozemky přestaly být využívány (více v kapitole 8). Postupně se měnila struktura krajiny, kde došlo k podstatnému zvýšení podílu lesní vegetace. V současnosti ji lze hodnotit zejména jako nálety (nepřirodní biotop X12), i když zčásti jde také o olšiny podél vodotečí a na prameništích (prioritní naturové biotopy L2.1, resp. L2.2). Některé dříve bezlesé plochy mají dnes již charakter lesů, většinou však s nepůvodní dřevinou skladbou (nepřirodní biotop X9A).

Analýza bezlesí neumožňuje detailní vyhodnocení, resp. srovnání dat z minulosti se současnými. Z ortofotomap lze v bezlesí víceméně spolehlivě rozlišit pole od trvalých travních porostů (TTP), které však zahrnují různé typy travinobylinné vegetace. U travinobylinných porostů lze alespoň zčásti posuzovat, zda jde o vegetaci na suchých, resp. mezikých stanovištích, nebo o vegetaci na stanovištích silně ovlivněných vodou. Na základě srovnání se současným stavem lze předpokládat, že na suchých, resp. mezikých stanovištích šlo o naturové biotopy: mezofilní ovčí louky (biotop T1.1¹), podhorské a horské smilkové trávníky (biotop T2.3) a sekundární podhorská a horská vřesoviště (biotop T8.2), resp. nenaturový přírodní biotop poháňkové pastviny (biotop T1.3), zčásti zřejmě i naturový biotop střídavě vlhké bezkolencové louky (biotop T1.9) a nenaturové přírodní biotopy aluviální psárkové louky (biotop T1.4) a vlhké pcháčkové louky (biotop T1.5). Naproti tomu na mokřadních stanovištích šlo povětšinou o naturové biotopy: nevápnitá mechová slatiniště (biotop R2.2), přechodová rašeliniště (biotop R2.3) a vlhká tužebníková lada (biotop T1.6), zčásti zřejmě i vlhké bezkolencové louky (biotop T1.9) a nenaturové přírodní biotopy luční prameniště bez tvorby pěnovec (biotop R1.2, maloplošné), aluviální psárkové louky (biotop T1.4) a vlhké pcháčkové louky (biotop T1.5). Specifickou, v ortofotomapách poměrně dobře rozlišitelnou strukturou jsou naturové vrchovištní biotopy: otevřená vrchoviště (R3.1) a degradovaná vrchoviště (R3.4), která se v zájmových lokalitách vyskytují pouze podél horní Vltavy v EVL Šumava. Analýza zastoupení jednotlivých nelesních biotopů v ortofotomapách tedy nebyla z výše jmenovaných důvodů v této studii zpracována.

Ortofotomapy zřetelně ukazují, že skupiny biotopů se vyznačovaly výrazným mozaikovitým prolináním. Na dosti rozsáhlých plochách tehdy zřejmě existovala i extenzivní technicko-hospodářská opatření (mělké odvodňovací stružky). Mozaika prameništ, vlhkých a rašelinných louček, které propojovaly drobné vodoteče, jakož i mělké meliorace, měla zřejmě zcela zásadní význam pro zajištění dostatečné potravní nabídky pro mladá stadia perlorodek. Zajišťovala jednak tvorbu detritu a jednak jeho transport do hlavního toku, v němž se perlorodky vyvíjely. Význam drobných vodotečí jako „potravních stružek“ je podrobněji popsán v kapitole 5.

¹ Užití názvy a kódy biotopů odpovídají jejich pojetí v Katalogu biotopů (CHYTRÝ a kol. 2010).

Po přerušení kontinuity zemědělského obhospodařování část nelesních biotopů zarostla náletovými dřevinami, část se změnila na mokřady, které nelze efektivně obhospodařovat. Takové mokřady se vyskytují především podél samotných vodních toků s přežívajícími populacemi perlorodky a mají relativně stabilní hydrologický režim. Dnes se na nich vyskytují např. naturový biotop vlhká tužebníková lada (biotop T1.6) a nenaturové přírodní biotopy jako jsou rákosiny (biotop M1.1), vegetace vysokých ostřic (biotop M1.7) a říční rákosiny (biotop M1.4), případně degradační stadia biotopu vlhkých pcháčových luk (biotop T1.5). Tyto biotopy jsou navíc citlivé na antropogenní splachy živin a mají tendenci ruderalizovat. V takových případech se postupně přeměňují na nepřírodní biotopy, konkrétně na ruderní bylinnou vegetaci mimo sídla s ochrannými významnými porosty (biotop X7A), resp. ostatními porosty (biotop X7B).

Na rozsáhlých plochách někdejšího bezlesí se posléze (po socializaci zemědělství) rozvinuly intenzivní zemědělské praktiky. Část mokřadních stanovišť byla drasticky odvodněna systémy podpovrchových drenáží nebo hlubokými otevřenými příkopy. Zásadní dopad mají až dosud meliorace, které byly budovány v 80. letech 20. století jako důsledek uplatňování tehdy platného zákona o náhradních rekultivacích. Rozsáhlé mokřadní plochy byly přeměněny na stanoviště mezofilní, na nichž se dnes setkáváme s kulturními, do značné míry intenzivními loukami nebo pastvinami. Převážně jde o nepřírodní biotop intenzivně obhospodařovaných luk (biotop X5), v nejlepším případě o degradované, značně pozměněné typy, klasifikované jako nekvalitní naturový biotop mezofilní ovčíkové louky (biotop T1.1). Z hlediska potravních zdrojů nemají pro perlorodku tyto plochy v současnosti žádný význam.

Jak vyplývá z prací z EVL Blanice (BLAŽKOVÁ a HRUŠKA 1999), v druhé polovině 20. století byla jedním ze zásadních problémů expanze ostřice třeslicovité (*Carex brizoides*). Tento druh v druhé polovině 20. století evidentně expandoval na opuštěných plochách ve všech zájmových EVL. V současné době je však na mnoha místech ve všech studovaných EVL velkým problémem novodobá a extrémně intenzivní expanze chlastice rákosovité (*Phalaris arundinacea*). Oba tyto druhy mají zcela zásadní dopad na dostupnost vhodných potravních zdrojů, neboť oba obvykle vytvářejí monodominantní husté porosty, které příliš neumožňují dalším druhům, aby se v porostech uplatnily. BLAŽKOVÁ a HRUŠKA (1999) popisují, že detrit z lad degradovaných ostřic třeslicovitou (*Carex brizoides*) je pro juvenilní perlorodku naprosto neúživný (více o detritu v kapitole 5). Lze předpokládat, že obdobně tomu bude i u chlastice rákosovité (*Phalaris arundinacea*). Vzhledem k tomu, že v případě chlastice jde o novodobý impakt, nebyl dosud u tohoto druhu sledován obsah vápníku v biomase, který je pro mladé perlorodky velmi důležitý.

Jak vyplývá z přehledu změn, v současné krajině mají perlorodky naprosto fatální problém s dostupností potravních zdrojů. V důsledku meliorací, které zásadním způsobem ovlivnily dnešní hydrologický režim, došlo k likvidaci jemné mozaiky přírodních biotopů a jejich prolinání. Vznikla zjednodušená biotopová struktura a vytvořily se ostré předěly mezi mezickými a mokřadními stanovišti. To vedlo k absolutní minimalizaci počtu míst, kde dosud existují vhodné potravní zdroje, které jsou zároveň vhodným způsobem propojené s vlastním prostředím obývaným perlorodkou.

9.3 Charakteristika biotopů jednotlivých evropsky významných lokalit

9.3.1 EVL Bystřina – Lužní potok

V EVL Bystřina – Lužní potok došlo v 2. polovině 20. století k podstatnému zalesnění povodí. Na části se rovněž projevuje důsledek hlubokých meliorací. Existující vhodné potravní zdroje pro perlorodky jsou plošně omezené. Představuje je komplex travinobylinných biotopů v nejbližším okolí odchovné stanice u Lužního potoka a rovněž u Bystřiny, Brodivého potoka a dalších toků. Menší části luk se v těchto částech nivy kosí (Obr. 84). Zde došlo k obnově nebo vytvoření nových potravních struk, které mají kladný vliv na populaci perlorodky i na stav samotných biotopů. Ostatní části nivy Lužního potoka a dalších toků zarůstají převážně tužebníkem jilmovým (*Filipendula ulmaria*) (Obr. 85). Detrit z opadu tužebníku jilmového i z jeho kořenů nepůsobí příznivě na mladé perlorodky (BLAŽKOVÁ a HRUŠKA 1999). Na německé straně Lužního potoka se kosí podstatně větší části luk. Některé louky však v nivě potoka také leží ladem. Na německé i na české straně byly v minulosti rozšířenější střídavě vlhké bezkolencové louky (biotop T1.9) (Obr. 86), které se ale vlivem neobhospodařování postupně přeměňují na vlhká tužebníková lada (biotop T1.6), popř. také zarůstají chlasticí rákosovitou (*Phalaris arundinacea*). Podrobnější popis EVL je uveden na stránkách AOPK ČR a v Souboru doporučených opatření (dále jen SDO) pro EVL Bystřina – Lužní potok (FIALA a kol. 2015).



Obr. 84. Obhospodařované louky v nivě Lužního potoka.



Obr. 85. Neobhospodařované louky v nivě Lužního potoka, zarůstající tužebníkem jilmovým (*Filipendula ulmaria*).



Obr. 86. Střídavě vlhké bezkolencové louky (T1.9) v nivě Lužního potoka.

9.3.2. EVL Šumava – PP Vltavský luh

Ve velmi rozsáhlé EVL Šumava je výskyt perlorodky soustředěn na tři místa: na koryto Vltavy v PP **Vltavský luh** v délce cca 10 km (vzdušnou čarou) nad vztutím Lipna, na řeku **Blanici** v NPP Blanice a NPP Prameniště Blanice a na **horní část povodí Zlatého potoka**. Z důvodu lepší přehlednosti jsou tato tři území pojednávána ve zvláštních kapitolách, přestože leží všechna v EVL Šumava. Kvůli vyloučení omylu dodáváme, že stejnojmenné EVL Blanice a EVL Zlatý potok v Pošumaví jsou položeny na obou tocích níže (a mimo EVL Šumava) a nepatří mezi prioritní lokality výskytu perlorodky říční. Většina míst s výskytem perlorodky ve **Vltavském luhu** je v současnosti klidovou zónou národního parku, rašeliniště v okolí toku obvykle spadají do 1. zóny NP.

Aluviální louky přiléhající k toku nebyly prakticky v druhé polovině 20. století obhospodařovány a dlouhodobě ležely ladem. Na dříve odvodněných podmáčených plochách dochází v současnosti k sukcesí dřevin, což platí i o vrchovištích s narušeným vodním režimem. Rozsáhlé neobhospodařované plochy v úživnějších depresích se v současnosti zamokřují a porůstají monotónní mokřadní vegetací, v níž se šíří chřastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*) (Obr. 87), ostřice Buekova (*Carex buekii*) a v posledních letech se začíná šířit tavolník vrbolistý (*Spiraea salicifolia*) (Obr. 88). Jen na menších plochách jsou zde zachovány rašelinné louky, a to jak nevápnitá mechová rašeliniště (biotop R2.2), tak přechodová rašeliniště (biotop R2.3). V nivě Vltavy jsou i fragmenty aluviálních psárkových luk (biotop T1.4) (Obr. 89) a střídavě vlhkých bezkolencových luk (biotop T1.9). Na některých místech se louky kosí nebo se připravuje vhodný management pro obhospodařování.

Okrajové plochy 1. zóny a přiléhající plochy byly namnoze postiženy velkoplošným odvodněním. Přesto zde zbývá větší počet vhodných potravních zdrojů a zřejmě existuje i jejich vhodné propojení se samotným tokem. Výhodou údolní nivy Vltavy je zřejmě i to, že kvalitním zdrojem potravy pro mladé perlorodky je pravděpodobně i detrit z vodních makrofyt přítomných v samotném toku. Navíc



Obr. 87. Vltavský luh, plocha zarůstající chřasticí rákosovitou (*Phalaris arundinacea*).



Obr. 88. Vltavský luh, šíří se tavolník vrbový (*Spiraea salicifolia*).



Obr. 89. Vltavský luh, západně od Chlumu. Poslední zbytky aluviálních psárkových luk. Plocha se obhospodařuje.

v posledních deseti letech byla provedena řada opatření na podporu obnovy vhodných biotopů. V nivě bylo obnoveno kosení různých typů aluviálních a rašelinných luk na ploše 55 ha. Postupně je obnovován vhodný vodní režim – napřímené hluboké kanály regulovaných toků jsou nahrazovány mělkými přirozeně meandrujícími koryty (do dnešní doby bylo obnoveno 5 km přírodních toků) a je rušena síť intenzivního odvodnění. Na levobřežních svazích nad nivou již v 90. letech 20. století skončilo intenzivní zemědělské obhospodařování a namísto hnojených polních kultur vznikly dnes extenzivně kosené louky a pastviny. Ve Vltavském luhu jsou však zřejmě hlavními problémy klimatický faktor a nedostatek rybích hostitelů (pstruha obecného f. potočního). Více informací o problematice rybí obsádky je uvedeno v kapitole 5.

9.3.3 EVL Šumava – NPP Blanice

Zásadním problémem NPP Blanice je malý počet vhodných potravních zdrojů pro perlorodku, jež dílem zarostly dřevinami a dílem byly zničeny melioracemi. V části území lemuje tok Blanice prakticky neobhospodařovatelná niva s hlubokými melioračními příkopy, která dnes zarůstá intenzivně expanzními druhy. Jde především o porosty s ostřicí třeslicovitou (*Carex brizoides*) a chřastící rákosovitou (*Phalaris arundinacea*) (Obr. 90). Na několika místech naopak přiléhají až k toku kulturní porosty, které rovněž představují pro perlorodku potravní nedostatek. Druhově bohatých mezofilních luk je v nivě Blanice velmi málo – převažují kulturní kosené louky nebo intenzivní pastviny. V nivě jsou ještě zachovány poslední zbytky rašelinných luk (Obr. 91), které ale na mnohých místech zarůstají a degradují, popř. se mění v jiný vegetační typ. Kromě stávajících odchovných prvků je v NPP velmi málo míst, kde by bylo možné vhodnými úpravami podstatněji zlepšit prostředí pro perlorodku, resp. takové úpravy vyžadují vynaložení značných finančních prostředků a nejistý výsledný efekt.



Obr. 90. Blanice, jihovýchodně od Spálence. Břehy i šterkové náplavy zarůstají chřastící rákosovitou (*Phalaris arundinacea*).



Obr. 91. Rašelinné louky v nivě Blanice jihovýchodně od Spálence.

9.3.4 EVL Šumava – Zlatý potok

Jde o relativně zachovalé povodí s mozaikovitou vegetací luk, pramenišť, náletů i lesních porostů. Řada luk se zde dlouhodobě obhospodařuje. Plošná eutrofizace se však nivě Zlatého potoka nevyhnula, řada neobhospodařovaných luk zarůstá tužebníkem jilmovým (*Filipendula ulmaria*), v nivě Zlatého potoka se šíří chřastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*) a ostřice Buekova (*Carex buekii*). Přesto jsou v nivě roztroušeně zachovány různé typy luk, které následkem změn v obhospodařování nelze jednoznačně fytoocenologicky klasifikovat. Tyto změny jsou způsobeny úpravou hydrologických poměrů, přihnojováním, dosey kulturních trav a záměnou ručního obhospodařování za strojové. Místní louky stojí na pomezí aluviálních psárkových, vlhkých pcháčových a mezických typů luk (Obr. 92).

K nejvýznamnějším plochám, kde se daří perlorodce, patří odchovný prvek ZORP v Miletínkách. Hlavní částí reprodukčního prostředí perlorodky říční v navrhované NPP Zlatý potok je jeho pramená oblast v okolí Skříněřova až po Ledřův mlýn nad Ovesnou, která vyžaduje důslednou speciální revitalizaci. Do doby dosažení obnovy narušených funkcí toku je perlorodkám zajištěno vhodné prostředí odchovného a reprodukčního prvku Zlatý potok v Miletínkách s pomocným potravním managementem. Bezprostředně pod tímto ORP však již končí optimální reprodukční prostředí perlorodky přítokem eutrofizovaného potoka Tisovky.

Podrobnější popis EVL Šumava je uveden na stránkách AOPK ČR a v SDO pro EVL Šumava (ANONYMUS 2015).



Obr. 92. Pravidelně kosené vlhké pcháčové a rašelinné louky – Miletínky.

9.3.5 EVL Horní Malše

Hraniční tok Malše (Obr. 93) na české straně lemují především neobhospodařované mokřady s nejasným potenciálem na zlepšení potravní situace perlorodky. Část vhodných ploch přerostla náletem dřevin. Na české straně se neobhospodařované louky postupně mění a převažuje chřastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*) (Obr. 94). Na rakouské straně je naopak většina ploch zemědělsky využita až téměř k toku. Je víceméně zřejmé, že rozhodujícím faktorem pro perlorodku zde není až tak nedostatek potravy z luk, ale spíše teplota vody, eroze a níže po toku i eutrofizace. Podrobnější popis EVL je uveden na stránkách AOPK ČR a v SDO pro EVL Horní Malše (WEITER & INDRA 2015).

9.4 Metodický návod managementu v lučních biotopech a lužních lesích

Management je navržen pro všechny přírodní nelesní biotopy a pro potoční a pramenišní olšiny, jakož i pro degradační fáze těchto přírodních biotopů v lokalitách, které se nacházejí v povodích s výskytem perlorodky říční (Blanice, Malše, Rokytnice s Lužním potokem a Bystřinou, Vltava mezi Soumarským mostem a Pěknou, Zlatý potok). Pro lesní biotopy (lužní lesy) obklopující toky jsou níže navrženy pouze základní zásady péče. Navrhované zásady managementu jsou v souladu s plány péče pro jednotlivé lokality a rovněž jsou v souladu se Souborem doporučených opatření (dále jen SDO) pro evropsky významné lokality. Management vybraných stanovišť je uspořádán podle typů biotopů dle již zmiňovaného Katalogu biotopů ČR (CHYTRÝ a kol. 2010).



Obr. 93. Niva Malše s břehovými porosty.

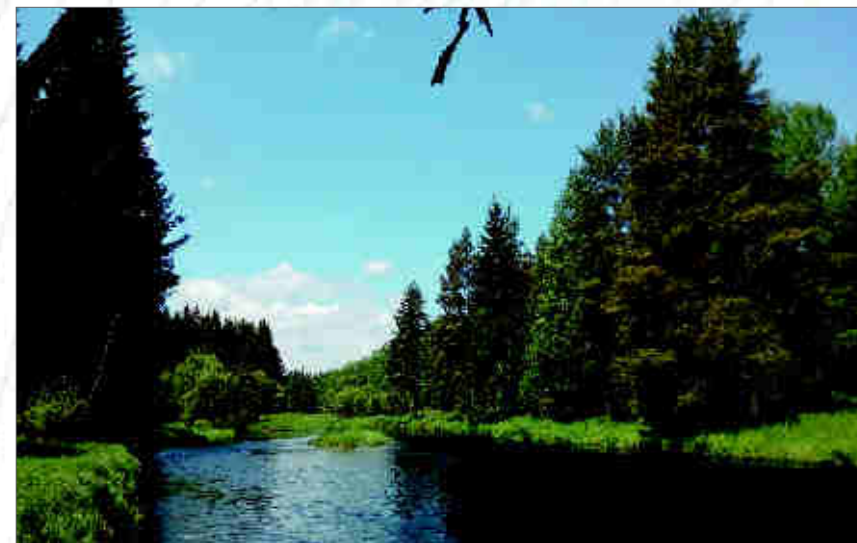
Obr. 94. Zarůstající břehové porosty s chřastící rákosovitou (*Phalaris arundinacea*) – Malše.

9.4.1 V4A Makrofytní vegetace vodních toků

NATURA: 3260 Nížinné až horské vodní toky s vegetací svazů *Ranunculon fluitantis* a *Callitricho-Batrachion*

Teplá Vltava i Lužní potok s Bystřinou (Obr. 95) a neregulované úseky horní Malše jsou toky, které jsou na vodní makrofyty velmi bohaté. Ve Vltavě se vyskytuje více než 10 druhů vodních makrofyt, z nichž k nejvýznamnějším patří stolístek střídavokvětý (*Myriophyllum alterniflorum*) a rdest alpský (*Potamogeton alpinus*) (Obr. 96). Z běžných druhů se zde vyskytuje hvězdoš háčkatý (*Callitriche hamulata*), zevar jednoduchý (*Sparganium emersum*) a lakušník štitnatý (*Batrachium peltatum*). Místy je v ramenech nebo bočních tůňkách nehojně zastoupen vodní mor kanadský (*Elodea canadensis*), jehož populace však v horních oligotrofních úsecích řek neprospívají. Pro Lužní potok a Bystřinu je typický výskyt rdestu rdesnolitého (*Potamogeton polygonifolius*) (Obr. 97), místy se zde vyskytuje i rdest alpský a hojný je hvězdoš háčkatý. V některých úsecích horní Malše je rovněž velmi hojný hvězdoš háčkatý a lakušník štitnatý, poměrně častý je i výskyt mechu prameničky obecné (*Fontinalis antipyretica*). V Blanici je výskyt makrofyt omezený jen na mechorosty a hvězdoš háčkatý.

Bohatství vodních makrofyt, a to jak z hlediska celkové pokryvnosti, tak z hlediska druhové diversity, má příznivý vliv na detrit ve vodě. Kvalita tohoto biotopu tudíž má pro výživu perlorodek velký význam. Aktivní management se neprovádí. V korytě Teplé Vltavy je nicméně důležité regulovat míru jejího využití pro vodní turistiku (splouvání) na úrovni, která je přijatelná z hlediska ochrany místní populace perlorodek a která rovněž nevede k poškození, resp. redukci bohatých společenstev makrofyt (KLADIVOVÁ a SIMON 2008).



Obr. 95a. Toky bohaté na vodní makrofyty. Teplá Vltava.



Obr. 95b. Lužní potok.

9.4.2 M1 Rákosiny a vegetace vysokých ostřic

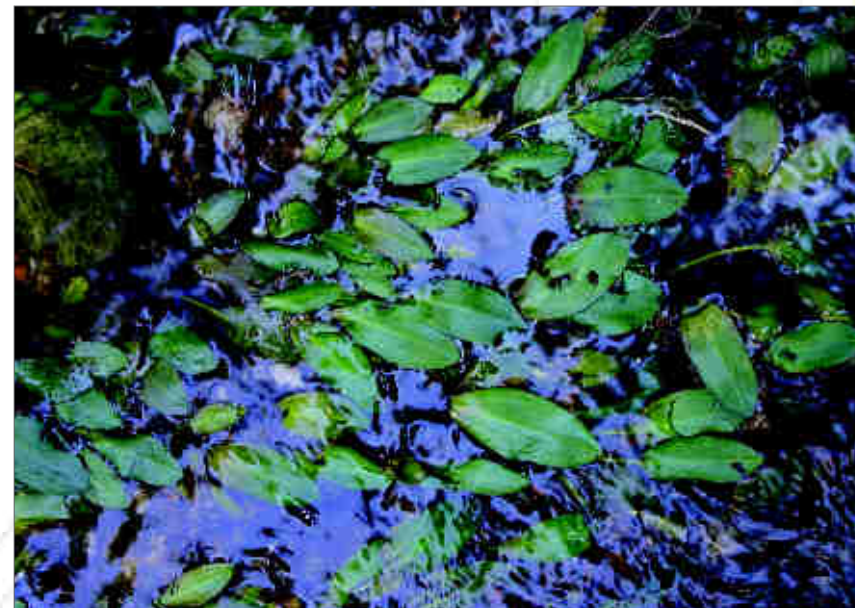
M1.1 Rákosiny eutrofních stojatých vod

Jde o porosty rákosu (*Phragmites australis*) nebo orobince širolistého (*Typha latifolia*) v mrtvých ramenech, popř. tůních (Obr. 98), které jsou v různé fázi zazemnění. Terestrické rákosiny mimo mrtvá ramena nebo tůně spadají do kategorie nepřírodních biotopů X7A. Z hlediska úživnosti nemá tento biotop pro perlorodku význam.

Pokud se neprovádí prohrábka ramen nebo tůní pro podporu vegetace vodních makrofyt, obojživelníků nebo jiných živočichů, není potřeba provádět žádná managementová opatření.

M1.4 Říční rákosiny

Vegetace s převládající chřastící rákosovitou (*Phalaris arundinacea*) na březích řeky (na vyhrnutých a jinak upravených březích jde o nepřírodní biotop X7A) a vegetace ostřice Buekovy (*Carex buekii*). Často jde o rozsáhlé obtížně přístupné porosty podél břehů řek

Obr. 96. Rdest alpský (*Potamogeton alpinus*) ve Vltavě.Obr. 97. Rdest rdesnolistý (*Potamogeton polygonifolius*) v Lužním potoce.Obr. 98. Porosty rákosu obecného (*Phragmites australis*) v zazemněné tůni.

(porosty s ostřicí *Carex buekii* jsou hojné zejména při březích Vltavy) (**Obr. 99**). Na březích větších toků jsou tyto porosty zřejmě polopřirozeným (náhradním) společenstvem po odlesnění. Pravděpodobně ale v minulosti měly liniový, nikoliv plošný charakter, v minulosti tyto liniové krajinné struktury zřejmě nebyly jako louky využívány. Porosty s chřasticí rákosovitou se šíří v posledních letech podél Lužního potoka, Malše, Vltavy i Zlatého potoka (**Obr. 100**). Z hlediska úživnosti nemá tento biotop pro perlorodku praktický význam.

V těchto porostech není potřeba provádět žádný management. Pravděpodobně není ani smysluplné management v těchto porostech zahajovat. Vyžadovalo by to značné lidské úsilí, obrovské množství finančních prostředků a výsledek by rozhodně nebyl úměrný vynaloženým prostředkům.

M1.5 Pobřežní vegetace potoků

Podél menších potoků a na hlinitých březích říčních ramen se může vzácněji vyskytovat vegetace se zblochany (*Glyceria* sp.), rozrazil (Veronica sp.) (**Obr. 101**), popř. mátami (*Mentha* sp.) a dalšími pobřežními druhy rostlin. Obecně je tento druh vegetace relativně méně hojný a vzhledem k maloplošnému rozšíření je i přehlížen. Není vyloučeno, že detrit vytvářený v tomto biotopu má pro perlorodku význam (v jeho skladbě jsou zastoupeny druhy s příznivým opadem), avšak o faktickém zastoupení těchto porostů na lokalitách s perlorodkou a v jejich okolí nejsou relevantní informace.

Tato vegetace nevyžaduje žádný management.

M1.7 Vegetace vysokých ostřic

Jde o vegetaci, která se může v územích s perlorodkou vyskytovat v mrtvých ramenech nebo na velmi zamokřených místech v terénních depresích v loukách, popř. se vyskytuje na loukách, které jsou často zaplavované povodněmi nebo kde dlouhodobě stojí i dešťová voda. V ochuzené formě často představují stadia zazenění zanesených odvodňovacích kanálů. K dominantám této vegetace patří ve zmíněných územích: ostřice štíhlá (*Carex acuta*), o. Buekova (*C. buekii*), o. plstnatoplodá (*C. lasiocarpa*), o. zobánkatá (*C. rostrata*) (**Obr. 102**), o. měchýřkatá (*C. vesicaria*), popřípadě i další druhy ostřic. Z hlediska úživnosti nemá tento biotop pro perlorodku praktický význam, neboť opad vysokých ostřic se obtížně rozkládá a obsahuje málo přístupných živin.

Obvykle tyto porosty nevyžadují žádný management. Výjimku tvoří ostřicové porosty, které se začínají šířit v rašelinných nebo vlhkých pcháčových loukách (management těchto porostů je popsán u příslušného biotopu).

9.4.3 R1 Prameniště

R1.2 Luční prameniště bez tvorby pěnvců

Jde o plochy s vydatnými nebo trvalými vývěry vody v loukách, v rašelinistích, v blízkosti potoků, řidčeji i v jiných typech nelesní vegetace. Druhové složení může být různé, ty nejvhodnější mají vegetaci s dominantní zdrojovkou potoční (*Montia hallii*) (**Obr. 103**). Z běžnějších druhů se v prameništích vyskytují ptačinec mokřadní (*Stellaria alsine*), řeřišnice hořká (*Cardamine amara*), vrbovka tmavá (*Epilobium obscurum*), zblochan vzplývavý (*Glyceria fluitans*), krabilice chlupatá (*Chaerophyllum hirsutum*) (**Obr. 104**), rozrazil potoční (*Veronica beccabunga*) a další. Detrit tvořený v tomto biotopu je z hlediska úživnosti velmi významný.

Pokud prameniště nezarůstají, není potřeba provádět žádný management. Pokud začnou prameniště přilížit zarůstat, je potřeba je začít alespoň občasné kosit, a to v intervalu jednou za dva až tři roky. Přílišné zarůstání lze poznat tak, že v prameništi už nejsou vidět téměř žádné volné plochy s vodní hladinou. Obvyklou situací bývá, že jakmile se prameniště začnou jednou kosit, je potřeba zásah již



Obr. 99. Porosty s ostřicí Buekovou (*Carex buekii*) – Vltavský luh.



Obr. 100. Porosty s chřasticí rákosovitou (*Phalaris arundinacea*) – Vltavský luh.



Obr. 101. Porosty rozrazilu potočního (*Veronica beccabunga*) v drobné vodoteči.



Obr. 103. Prameniště se zdrojovkou potoční (*Montia hallii*) – Šumava.



Obr. 102. Porosty s ostřicí zobánkatou (*Carex rostrata*) při březích mrtvého ramene ve Vltavském luhu.



Obr. 104. Prameniště s krabilicí chlupatou (*Chaerophyllum hirsutum*) – Spálenec.

pravidelně opakovat. K typickým projevům zarůstání patří zvýšený objem biomasy travin nebo bylin. Zvýšený výskyt psárky luční (*Alopecurus pratensis*), lipnice obecné (*Poa trivialis*) nebo medýňku vlnatého (*Holcus lanatus*), popř. jiných druhů trav nebo bylin, indikuje degradační projev.

Pokud luční prameniště zarůstají náletem dřevin nebo křovin, je vhodné provést citlivé a postupné vyřezání náletových dřevin (nejlepší je vyřezávat dřeviny, dokud jsou mladé, tj. asi do pěti let stáří). Pokud je luční prameniště již dlouhou dobu zarostlé, je nezbytné vyřezání provádět postupně – v žádném případě nelze dřeviny vyřezat najednou, neboť by se zvýšila možnost zarůstání prameniště dalšími druhy, které by degradační projevy zvyšovaly. Sukcesi na prameništích může velmi ovlivnit např. výskyt keřových vrb (*Salix aurita* a *S. cinerea*). Při zásahu je možné citlivě vrby prořezat bez likvidace celého keře, tím se i sníží riziko dalších degradací.

Prosvětlování lučních pramenišť je z hlediska perlorodky velmi důležité zejména kvůli udržení příznivého teplotního režimu (viz kapitoly 5 a 10). Ke zvyšování teploty vody dochází právě v prameništích a vlasečnicových drobných tocích – v samotném hlavním toku už je teplota obvykle stabilní.

Jestliže se prameniště vyskytují v travinobylinném porostu, který se pravidelně pase, je zásadně nutné všechna prameniště oplotit tak, aby zvířata neměla k prameništím přístup a nezvyšovaly se degradační projevy rozšlapáním a výkaly od dobytka. Při přílišném zdupání prameniště ustoupí většina lučních druhů a převládnu sítiny (*Juncus effusus*, *J. conglomeratus*) (**Obr. 105**). Jejich převládnutí představuje další negativní indikaci biotopu pramenišť, kdy jejich diagnostické druhy obvykle vymizí vlivem vysoké disturbance.

Řada lučních pramenišť byla v minulosti odvodněna a odtok vody z nich je zrychlen a zvětšen povrchovými kanály. Vlivem vydatného sycení vodou leckde i takto poškozená prameniště fungují a mají typickou vegetaci, byť na redukované ploše a v ochuzené formě. V takových místech je smysluplné provést zablokování/zasypaní hlubokých odvodňovacích rýh a současně obnovit přírodní mělké odtokové stružky z prameniště do přirozeně soustředěného odtoku. Revitalizace odvodněných pramenišť je obvykle nutná proto, že degradace má progresivní charakter i mnoho let po odvodnění a přetrvávající zbytky vhodné bylinné vegetace mohou postupem času zaniknout úplně.

R1.4 Lesní prameniště bez tvorby pěnvců

V lesních prameništích na humózních, bahnitých nebo i kamenitých substrátech mohou někdy převládat jen mechorosty. Strukturovanější vegetace se vytváří až na větších rozlivech (**Obr. 106**). V některých případech se druhová skladba biotopu lesních pramenišť příliš neodlišuje od druhového složení mokřadního lesního biotopu. Prameniště v lese nejsou obvykle tak citlivá na přílišné zarůstání, pokud zde nepůsobí eutrofizační vlivy nebo umělá drenáž. K degradačním projevům na prameništi může dojít však i v důsledku razantního prosvětlení (kácení v lese). **Detrit tvořený v tomto biotopu je z hlediska perlorodky významný.**

V žádném případě nelze v povodích, kde se perlorodka vyskytuje, zasahovat do přirozeného vodního režimu prameniště a jakýmkoliv způsobem poškozovat vodní režim prameniště. Lesní prameniště v blízkosti toku (cca do 500 m od toku) je vhodné velmi citlivě (částečně) prosvětlovat, aby se umožnilo vyplavování kvalitního detritu jako potravy pro mladé jedince perlorodky. Prosvětlení je vhodné provádět v případech, kdy je prameniště propojeno s hlavním tokem nebo je současně prováděna speciální revitalizace, např. obnova pramenné stružky (viz kapitola 10), která umožní napojení prameniště na vodní tok, a tím podpoří i přísun detritu do hlavního toku. Prosvětlení se provádí citlivě a postupně, aby nedošlo k narušení a degradaci prameniště. Pokud prameniště není propojeno s tokem nebo je dostatečně vzdáleno od toku, žádný management se zde neprovádí. Pro lesní prameniště jsou stejně jako u lučních pramenišť problémem povrchové odvodňovací kanály. Princip revitalizace vodního režimu odvodněných lesních pramenišť pro podporu kvalitního bylinného pokryvu s produkcí vhodného detritu je v zásadě stejný jako u předchozího typu biotopu (viz výše).



Obr. 105. Prameniště (helokren) na Spáleném potoce v jarním období. Následkem rozrušení půdy se šíří porosty sítiny rozkladité (*Juncus effusus*). Příčinou je asi dlouhodobé negativní působení zvěře.



Obr. 106. Bylinné patro lesního prameniště s krablicí chlupatou (*Chaerophyllum hirsutum*), řeřišnicí hořkou (*Cardamine amara*) a mokřásem střídavolistým (*Chrysosplenium alternifolium*).

9.4.4 R2 Slatinná a přechodová rašeliniště

Rašelinné louky mohou být velmi rozmanité a patří k velmi častým typům biotopů v povodích s výskytem perlorodky. V krajině se obvykle setkáváme s rašelinnými loukami s různými typy a stupni sukcese a degradačních projevů. Nezarůstající rašelinné louky jsou v dnešní krajině spíše výjimkou. Hlavní příčinou jsou tři degradační faktory – vysušení, eutrofizace nebo nadměrné zamokření. Jedním z prvních projevů degradace je obvykle obměna druhů v mechovém patře a ústup nejcitlivějších konkurenčně slabých druhů. Jinou známkou degradace bývá celkový ústup mechového patra a šíření některých dominantních druhů krytosemenných rostlin. Vyšší známkou degradace je větší zamokření a šíření agresivnějších druhů, mnohde i dřevin. Postupně se rašelinné louky mohou měnit i ve vegetaci vlhkých pcháčových luk, přičemž pokračujícími sukcesními změnami se mohou proměnit až v nepřírodní biotop X7A. Zásadním negativním vlivem je poškození vodního režimu v krajině, což se stalo prakticky ve všech povodích. Degradační projevy se ale projevují postupně a ne všude stejně, což závisí na celkovém hydrologickém režimu a také na zdrojích živin, které jsou v povodích splachovány do vodotečí.

Některé typy slatinných, zejména přechodových rašelinišť nevyžadují žádný management, jiné se v minulosti příležitostně kosily. U degradovaných typů je nutné rozhodnout, zdali je managementem možné postupně alespoň částečně rekonstruovat původní stav a zdali výsledek vynaložených finančních prostředků a lidské síly bude adekvátní stavu vegetace. Ne vždy lze spolehlivě odhadnout, jak se jednotlivé typy vegetace po provedeném managementu budou chovat. Někdy stačí jen drobně vyřezat nálety, někdy je třeba přistoupit k razantnějšímu kosení, obvykle postačí jedenkrát do roka. Jen v některých případech expanze silných dominant (např. bezkolence modrého) je žádoucí razantnější kosení alespoň zpočátku opakovaně 2x ročně. V řadě případů byly dnešní degradované lokality v minulosti odvodněny hlubokými povrchovými kanály. V takových případech je obvykle třeba hluboké ryhy zasypat či zablokovat tak, aby výsledný stav po revitalizaci odpovídal vodnímu režimu udržované louky s nejdejší systémem mělkých stružek. Bez likvidace hlubokých odvodňovacích rýh zpravidla nelze progresivní degradaci narušených míst zastavit ani obnovením vhodným managementem (tj. kosením). Takový restaurační zásah však může vést ke zcela jiným typům mokřadní vegetace. Predikce výsledku není jednoduchá. U rašelinných luk hraje klíčovou roli dostupnost lokality pro použitou techniku, jakož i vyřešení likvidace travní hmoty. Určitě není dobrým řešením travní hmotu likvidovat v blízkosti lokality, tj. uskladnit anebo rozházet pokosenou hmotu do jejího bezprostředního okolí. Náhradním řešením by mohlo být vybudování přírodního kompostu, což je však dosti pracné a náklady na management se tak zvyšují. Ve velmi členitém prostředí říční nivy podél Vltavy je navíc umístění kompostů problematické i s ohledem na přítomnost spletité mozaiky oligotrofních biotopů včetně tůní chudých na živiny, v nichž se vyskytují vzácná společenstva a druhy. Omezujícím faktorem jsou zde i pravidelné záplavy, které při vysokých stavech vody mohou kompostovanou hmotu přenést na jiné místo a způsobit tak nežádoucí lokální eutrofizaci.

R2.2 Nevápnitá mechová slatiniště

NATURA: 7140 Přechodová rašeliniště a třasoviště

Jde o nízké až středně vysoké ostřicové porosty, jejichž druhová diverzita může být nízká, i když porosty na bazičtějších substrátech mohou být výrazně druhově bohaté. V porostech málo ovlivněných lidskou činností najdeme celou řadu ohrožených a chráněných druhů rostlin. Detrit tvořený v druhově bohatých porostech, kde se kromě nižších ostřic uplatňují i další druhy, má pro perlorodku význam. V případě degradace, jejíž součástí je druhové ochuzení porostů a převládnutí zástupců čeledi Cyperaceae (především skřípín a ostříc), však úživnost značně klesá.

Degradační projevy jsou velmi rozmanité. K nejčastějším degradačním projevům patří sukcese zarůstáním. Obvykle se projevuje při zvýšení obsahu živin v půdě (eutrofizaci) splachy ze zemědělských kultur nebo následkem imisního spadu, často se urychluje na plochách ležících ladem. K dalším typům degradace patří odvodnění nebo naopak postupné zamokření, v praxi často zvednutím hladiny vody v důsledku zanesení bývalých mělkých odvodňovacích stružek, dále disturbance mechanizací při sečení nebo při pastvě dobytka. Rašelinné louky mohou zarůstat celou řadou agresivnějších a konkurenčně silnějších druhů. K častým indikacím degradací patří např. šíření skřípiny lesní (*Scirpus sylvaticus*) nebo tužebníku jilmového (*Filipendula ulmaria*), při přílišném zamokření se šíří některé druhy vysokých ostříc (*Carex* sp.). Do rozmanitých, zpravidla dříve odvodněných typů rašelinných luk se v některých územích šíří ostřice třeslicovitá (*Carex brizoides*), metlice trsnatá (*Deschampsia caespitosa*) a chrostice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*). V některých územích se takto šíří i psárka luční (*Alopecurus pratensis*), konopice dvouklaná (*Galeopsis bifida*), starčky (*Senecio* sp.) a další druhy. Nadměrně pasené rašelinné louky poškozené sešlapem a zvýšeným obsahem živin pravidelně zarůstají šířícími se sítinami (např. *Juncus effusus*). Rašelinné louky jsou také ohroženy zarůstáním náletovými dřevinami, obvykle smrkem (*Picea abies*), olšemi (*Alnus glutinosa* a *A. incana*) a vrbovými křovinami (zejména *Salix cinerea* a *S. aurita*).

Rašelinné louky (Obr. 107) bez degradačních projevů není potřeba pravidelně kosit, tento příznivý stav se ale může najednou rychle změnit. Z těchto důvodů je vhodné na stěžejních lokalitách neustále sledovat vývoj vegetace. Jakmile začínají rašelinné louky sukcesně zarůstat a objevují se v nich degradační projevy (výše zmíněné nebo i jiné), je vhodné takové biotopy podrobovat pravidelnému managementu. Obvykle stačí seč, jednou ročně nebo jednou za dva roky, nejčastěji v pozdním létě nebo na přelomu července a srpna – vše záleží na aktuální vegetační sezóně a typu hlavní příčiny degradace. Pokud je sezóna vlhčí, lze louky kosit dříve, zejména při sušší sezóně je vhodné období kosení posunout až na samotný konec léta. Důležité je provádět kosení v sušším období a vždy je potřebné provést důkladný výhrab posečené hmoty, kterou je bezpodmínečně nutné odvézt mimo lokalitu. Často je potřebné kosit rašelinné louky jen křovinořezem (nebo kosou), popř. menší ručně vedenou sekačkou. Traktorem kosené rašelinné louky velmi degradují, zejména ve vyjetých rýhách se začínají šířit sítiny, které lze následně likvidovat jen velmi obtížně. Opakovaným silným stlačováním vrstev rašeliny mizí póry zadržující vodu a ze strojově kosených ploch často mizí cenné vlhkomilné druhy.

Výřezání případného staršího náletu lze provádět jen v nejnnutnějších případech, je vhodnější vytrhávat nebo vyřezávat mladé stromky, popř. keře. Starší stromy je lepší již na lokalitě ponechat. Těmž nikdy není vhodné vyřezat všechny náletové dřeviny najednou, ale vyřezávání je nutné provádět postupně. To je významné nejen z hlediska následné degradace vegetace, ale i pro podporu hmyzu a jiných živočichů.

Vždy je vhodné ponechávat alespoň některé části rašelinných luk bez kosení, aby byla v krajině zachována mozaika kosených a nekosených ploch. Rašelinné louky určené ke kosení je vhodné vybírat také podle přístupnosti a dostupnosti pro techniku tak, aby nedošlo k poškození sousedních porostů.

R2.3 Přechodová rašeliniště

NATURA: 7140 Přechodová rašeliniště a třasoviště

Jde o svahové nebo údolní minerotrofní rašelinné porosty, které bývají obvykle druhově chudé a vyznačují se vysokou pokrývností mechového patra (Obr. 108). Často mohou být v těsném kontaktu s nevápnitými mechovými slatiništi nebo s vrchovišti. Podobně jako u nevápnitých mechových slatinišť mají pro perlorodku největší význam druhově bohatší typy s diverzifikovanou strukturou – úživnost se velmi snižuje při ochuzení diverzity a převládnutí ostříc, resp. sítin. Pokud jsou



Obr. 107. Rašelinné louky (R2.2) v pramenné oblasti Sněžného potoka v mozaice s vegetací vlhkých pcháčových luk (T1.5).



Obr. 108. Fragment přechodového rašeliniště v nivě Blanice, severně od osady Spálenec.

dlouhodobě ovlivňovány poškozeným vodním režimem v krajině, projevují se zde různé degradační pochody. Patří k nim, vedle poklesu hladiny podzemní vody a vysoušení, také eutrofizace, která společně s odvodněním zapříčiňuje přeměnu přechodových rašelinišť v jiný typ vegetace. Nápadným negativním projevem v přechodových rašeliništích bývá ústup mechového patra (po kvantitativní i kvalitativní stránce). Sukcesí po odvodnění vznikají suchomilnější typy vegetace, v nichž časem převládají lipnicovité (*Poaceae*). V konečné fázi může takový průběh sukcese ústít až do zamokřených, degradovaných mezotrofních až antropicky eutrofizovaných porostů. K projevům degradace zde patří šíření druhů vlhkých pcháčových luk, např. blatouchu bahenního (*Caltha palustris*), obou pcháčů (*Cirsium oleraceum* a *C. palustre*) a krabilice chlupaté (*Chaerophyllum hirsutum*). V porostech ustupuje mechové patro, masivně se šíří luční druhy a vegetace se může měnit až na velmi zamokřené vlhké pcháčové louky. Pokročilým negativním jevem je zarůstání intenzivně se šířícími travinami, např. medýnkem měkkým (*Holcus mollis*), ostřicí třeslicovitou (*Carex brizoides*), tužebníkem jilmovým (*Filipendula ulmaria*) a dalšími druhy. Jiným případem degradace jsou místa s nadbytkem vody, kde se na neudržovaných plochách mohou vyvíjet často monodominantní porosty ostřice zobánkaté (*Carex rostrata*), které jsou trvale zaplaveny vodou – v nich obvykle bývá jen minimum rašelinišť. Na některých vodou dobře zásobených lokalitách, ponechaných ladem, dochází vlivem přísunu živin k podpoře růstu vzrůstných druhů acidofilních rašelinišť, které změni pH prostředí. V důsledku toho dochází k postupnému ochuzení druhové skladby cévnatých rostlin i mechorostů a převládnutí jen malého počtu druhů, často např. ostřice zobánkaté (*Carex rostrata*). Oba zmíněné typy degradace bývají na řadě míst umocněny eutrofizací z okolí vlivem nadměrného splachu živin. V různých územích se mohou degradace projevovat odlišným způsobem, totéž platí i pro časový interval, např. za další dva roky se mohou objevit nové vlivy a nové typy degradací, které jsme dosud neznali.

Vegetace přechodových rašelinišť se v minulosti pravděpodobně nekosila nebo byla jejich seč velmi nepravidelná. Zachoválejší typy nebo typy s velmi mírnými degradačními projevy je vhodné i v současné době ponechat dlouhodobě bez managementu. Tam, kde jsou naopak projevy degradace velmi výrazné, nemá smysl provádět z hlediska ochrany perlorodky už žádný management.

Pouze tam, kde přechodová rašeliniště výrazněji zarůstají náletem dřevin (smrk, bříza) nebo křovin (*Salix* sp.), je vhodné vždy postupně a občasně vytrhat nebo vyřezat především mladé stromy (mladší stromky lze v rašeliništích vytrhávat i ručně). Starší vzrostlé jedince smrku nebo břízy je vždy lepší ponechat, a to z důvodu potenciální degradace vegetace na vykácené ploše – hrozí nebezpečí, že se v následné sukcesi uplatní druhy, které by mohly po celé lokalitě expandovat (jakýkoliv nový zásah do lokality – a tím je i vyřezání dřevin – může negativní jevy vyvolat). Šířící se křoviny vrb je vhodné postupně ořezávat, nikoliv likvidovat přímo celé keře, které by pak zanechávaly volné plochy pro šíření konkurenčně silnějších druhů.

9.4.5 T1 Louky a pastviny

T1.1 Mezofilní ovsíkové louky

NATURA: 6510 Nížinné sečené louky (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*)

V mezofilních ovsíkových loukách (Obr. 109) převažují hlavně trávy, v bohatších typech je i dostatečné zastoupení kvetoucích bylin. Většina těchto luk byla v minulosti přeseta či doseta kulturními druhy trav, v mnoha případech jde o někdejší pole zatrávněná různými kulturními travními směsmi. Kvalitní, druhově bohaté ovsíkové louky jsou v širším okolí lokalit s perlorodkou zastoupeny jen na velmi omezených plochách. Pokud se zde tento biotop vyskytuje, většinou jde o druhově pozmeněné nebo různým způsobem degradované typy, které se mohou průběžně nasycovat druhy z okolí, pokud jsou ještě v okolí zastoupena přírodní stanovitě. **Detrit vznikající na mezofilních ovsíkových**

loukách (zejména v jejich extenzivně obhospodařovaných, méně produkčních typech) je pro perlorodku vhodný, avšak problém představuje jeho přenos do vodního prostředí.

Ovsíkové louky se zpravidla kosily dvakrát ročně, jednou v červnu a podruhé v srpnu. Způsob managementu velmi záleží na konkrétní poloze daného stanoviště a na klimatických podmínkách v daném roce. Některé méně úživné typy mezofilních luk se mohou kosit jen jednou ročně, ale zejména živnější (produkčnější) typy vyžadují kosení dvakrát ročně. Četnost seče je dána také vlhkým nebo suchým počasím v dané vegetační sezóně. Vhodné je sušení sena přímo na louce, aby půdní banka byla stále zásobena semeny lučních druhů. Při pravidelném časném odvozu pokosené travní hmoty a dosušování mimo vlastní louku dochází ke každoročnímu odnosu semen, což také může vést k druhovému ochuzování porostu. Vždy je potřebné sekat louku až ke krajům cesty, kde obvykle bývají zastoupeny ruderalní druhy signalizující zvýšenou eutrofizaci. Důvodem je zamezit šíření těchto druhů do okolí, ale i přímo do samotného lučního porostu. Louky lze výjimečně hnojit, a to v intervalu jednou za 3 až 5 let (pouze vyzrálým nebo kompostovaným hnojem).

T1.2 Horské trojštětové louky

NATURA: 6520 Horské sečené louky

Na Šumavě je biotop horských sečených luk velmi vzácný (**Obr. 110**), v současnosti jde spíše o přechodné typy. Vyjma EVL Šumava se v ostatních perlorodkových povodích horské trojštětové louky nevyskytují. Jsou to živné mezofilní louky podhorského až horského stupně se zastoupením horských druhů, k nimž patří např. kakost lesní (*Geranium sylvaticum*), lipnice šírolistá (*Poa chaixii*), trojštět žlutavý (*Trisetum flavescens*) a chrpa parukářka (*Centaurea pseudophrygia*). Vlivem zvýšené úživnosti



Obr. 109. Mezofilní kosená, druhově bohatá louka – Záhvozdí.

substrátu se značně pozměnila jejich druhová skladba. Právě takové porosty představují nevyhraněné typy, spíše přechodné mezi biotopy T1.2, T2.3B a T1.1, které mají vztah k asociaci *Poo-Trisetum flavescens* varianta *Hypericum maculatum* (CHYTRÝ 2007) a mají asi i blíže k biotopu T1.1. Detrit vznikající v porostech horských trojštětových luk je možná pro perlorodku celkem vhodný, avšak podobně jako u mezofilních ovsíkových luk existuje problém jeho přenosu do vodního prostředí.

V povodích s výskytem perlorodky jsou horské trojštětové louky zastoupeny jen zcela okrajově a maloplošně (možná zde úplně chybějí) a jejich obhospodařování nemá tedy na perlorodku zásadní vliv.

Degradace horských trojštětových luk se projevuje při ponechání luk ladem, zarůstání probíhá velmi rychle a obnova velmi degradovaného porostu je obtížná.

Horské sečené louky se kosily zpravidla jen jednou ročně, na přelomu června a července nebo až do konce července, a to podle typu vegetační sezóny (ve vlhké sezóně se louky kosily dříve, v sušší naopak později). Obvykle postačila jen jedna seč. Ve většině případů se tento typ luk nespásal. Totéž je doporučováno i pro současnou vegetaci horských luk. Jako v případě ovsíkových luk se doporučuje sušit seno na místě. Louky lze výjimečně také přihnojovat v intervalu 3–5 let, a to pouze vyzrálým nebo kompostovaným hnojem.

T1.3 Poháňkové pastviny

V oblasti Šumavy a v Pošumaví se poháňkové pastviny vyskytují spíše vzácně. Ve většině případů jde o pasené travinobylinné porosty kulturního charakteru (**Obr. 111**). Jejich význam jako potravního zdroje pro perlorodku je zřejmě velmi malý. Zásadním problémem recentních pastvin je skutečnost,



Obr. 110. Horské trojštětové louky v centrální části Šumavy.



Obr. 111. Kulturní pasené travníky, dříve snad biotop pohánkových pastvin.



Obr. 112. Degradované aluviální psárkové louky na šterkových náplavech v nivě Blanice.

že druhová skladba byla v minulosti zpravidla těžce poškozena přeseťm. Tímto zásahem byly z porostů víceméně eliminovány málo produkční druhy, které však dobře snášely disturbanci porostů sešlapem, jako např. pohánka hřebenitá (*Cynosurus cristatus*) a tzv. pastevní plevele – např. pupava bezlodyžná (*Carlina acaulis*). Pohánkové pastviny s narušenou druhovou skladbou velmi rychle degradují, pokud jsou spásány nadměrným množstvím dobytka každou sezónu a když dobytek na pastvině nocuje. V plochách tak vznikají silně eutrofní plošky a ruderalní druhy, které je obsazují, se pak velmi rychle šíří do ostatních částí pastviny. Asanace takto eutrofizovaných ploch je velice složitá a často neúčinná.

Pohánkové pastviny se nechávaly jednou za rok intenzivně spásat, nejdéle po dobu tří týdnů, a to obvykle menším množstvím dobytka (1,5 VDJ na 1 ha). Často však záleží na výběru vhodného plemene – v každém případě je vhodnější pastva plemen, která se nezdržují ve stádech. Zvířata by neměla na pastvinách nocovat. Po ukončení pastvy je vhodné ponechat porost jednu až dvě sezóny bez pastvy – v průběhu této doby je vhodné plochu alespoň jednou za sezónu pokosit. Za ideální stav se považuje, pokud se může střídát i typ dobytka na pastvině – koně, krávy a ovce.

T1.4 Aluviální psárkové louky

Jde o vlhké aluviální louky se zastoupením psárky (*Alopecurus pratensis*), medýňku vlnatého (*Holcus lanatus*), resp. metlice trsnaté (*Deschampsia cespitosa*). V povodí Blanice (Obr. 112) a Vltavy (Obr. 113) byly metlicové louky zřejmě častějším typem vegetace než v ostatních řešených územích – aktuální situace je ovšem značně ovlivněna poškozením vodního režimu na úrovni krajiny. Psárkové louky bývají druhově chudší, zejména na Blanici. Na Teplé Vltavě jsou však zachovalé menší fragmenty, jejichž druhová diverzita je dosti značná. Degradace aluviálních psárkových luk postupuje v současné době velmi rychle. V povodí Vltavy a Zlatého potoka psárkové louky zarůstají ostřicí Buekovou (*Carex buekii*), chrsticí rákosovitou (*Phalaris arundinacea*) a často i tužebníkem jilmovým (*Filipendula ulmaria*), v povodí Blanice především chrsticí. V povodí Malše a na Lužním potoce se psárkové louky v současné době nevyskytují. Biotop aluviálních psárkových luk má pro perlorodku z hlediska trofie značný význam.

Živnější typy psárkových luk s psárkou a medýňkem je vhodné kosit jednou až dvakrát ročně. Metlicové, druhově chudší porosty postačí kosit jednou ročně, a to na přelomu července a srpna. Vhodné je také sušit seno přímo na lokalitě a odvázet teprve usušenou hmotu, aby bylo zajištěno dostatečné množství semen trav i kvetoucích rostlin pro banku semen v půdě. Záchrana posledních zbytků zachovalých metlicových luk v povodí Vltavy a Blanice však vyžaduje cílený typ managementu, jeho detaily je nutné teprve propracovat. S tím souvisí i případné vytváření určitého zázemí, např. seníků, ze kterých by se hmota odvážela až po zámruzu, tak jako se to provádělo v minulosti. Samotné kosení je někdy na některých místech nedostačující, zejména pokud je velmi poškozen vodní režim. Obnova vodního režimu je značně problematická, rovněž nadměrná eutrofizace neumožňuje vrátit zpět stejné typy vegetace, jako zde byly před padesáti lety. Lze očekávat, že během následujících dvaceti let mohou zdejší nekosené porosty psárkových luk úplně zaniknout.

T1.5 Vlhké pcháčové louky

Pravděpodobně nejrozšířenější vegetační jednotkou vlhkých luk byly v minulosti ve všech územích vlhké pcháčové louky (Obr. 114) – důsledkem toho je také jejich značná proměnlivost. Tyto porosty bývají druhově velmi bohaté, zejména pokud jsou vhodným způsobem obhospodařovány, ale druhově bohaté typy dnes již nejsou v krajině hojné. Nekosené porosty jsou často druhově ochuzené a vyznačují se obvykle jednou výraznou dominantní rostlinou. Pokud se louky pravidelně nekosit, mohou se v případě dostatečného zásobení živinami (zejména bázemi) změnit na tužebníkovou lada (naturový biotop T1.6), v jiných případech (zejména také v souvislosti s trvalejším zamokřením) je

Obr. 113. Aluviální psárkové louky v nivě Vltavy s medýnkem vlnatým (*Holcus lanatus*).Obr. 114. Vlhké pcháčkové louky s dominantní skřipinou lesní (*Scirpus sylvaticus*) v nivě Blanice.

degradace charakterizována převládnutím jediné dominanty, např. skřipiny lesní (*Scirpus sylvaticus*) nebo krabice chlupaté (*Chaerophyllum hirsutum*). Na pcháčkových loukách, které leží dlouho ladem a případně byly v minulosti odvodněny, se místy šíří i ostřice třeslicovitá (*Carex brizoides*), další druhy vysokých ostřic (*Carex sp.*), popř. i chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*). Biotop vlhkých pcháčkových luk má pro perlorodku z hlediska trofie velký význam, pokud jde o pestré porosty s bohatou druhovou diverzitou. Degradace, která bývá provázána ochuzením druhové skladby, znamená v převážné většině případů zhoršení úživnosti.

Vlhké pcháčkové louky se zpravidla kosí dvakrát ročně, hmota se nechává usušit na seno a pak se odváží. Velmi degradované pcháčkové louky není příliš efektivní kosit, proces regenerace trvá velmi dlouho a vynaložená energie, jakož i finanční prostředky nebývají úměrné stavu ploch s takovým managementem. Rovněž extrémně eutrofní typy vlhkých pcháčkových luk se už nevyplatí začít obhospodařovat. Intenzivní pastva vlhkých pcháčkových luk podpoří její degradaci, zejména na místech pramenných výronů dochází ke značným disturbancím a na nich se následně šíří např. sítiny (*Juncus effusus*, *J. conglomeratus*), případně lipnice obecná (*Poa trivialis*) a další konkurenčně silné druhy.

Ostřice třeslicovitá (*Carex brizoides*, Obr. 115) obvykle osidluje vlhká stanoviště řazená k tomuto typu biotopu (T1.5 W), pokud ovšem expanduje na stanovištích suchých, porost se řadí k nepřírodním typům biotopů (X7A). Management porostů s dominantní ostřicí třeslicovitou nemá příliš smysl, porosty je lepší ponechat bez zásahu. Vynaložené finanční prostředky a lidské úsilí nejsou úměrné efektu kosení nebo jiného typu managementu. Ani pastva není v těchto typech vhodná, dobytek ostřicí třeslicovitou prakticky nespásá. V odůvodněných případech je možné kosit i tyto porosty, avšak pro potlačení silně dominantní ostřice třeslicovité a oživení druhové skladby je nutné mírné přihnojování organickými hnojivy. Proces regenerace však může trvat velmi dlouho.

Obr. 115. Porosty s ostřicí třeslicovitou (*Carex brizoides*) v nivě Blanice.

Na silně degradované fáze vlhkých pcháčových luk má smysl nasadit management za situace, kdy zachovalejší typy vlhkých pcháčových luk ustoupí na minimální rozlohy a pro potřeby perlorodky přestávají plnit účel. Vždy je však nutné lokální odborné posouzení, které porosty je vhodné obhospodařovat a které ne. Je třeba brát v potaz především vzdálenost rekonstruovaného segmentu od odchovného a reprodukčního prvku, resp. od míst na hlavním toku, na nichž se perlorodka vyskytuje.

T1.6 Vlhká tužebníková lada

NATURA: 6430 Vlhkomilná vysokobylinná lemová společenstva nížin a horského až alpského stupně

Neobhospodařované vlhké louky se často postupně mění v tužebníkovou lada (**Obr. 116**). Z hlediska ochrany biotopů mají význam jen neeutrofní porosty, které jsou druhově diverzifikované, s dostatečným zastoupením druhů vlhkých pcháčových luk nebo střídavě vlhkých bezkolencových luk, z nichž pravděpodobně vznikly. Kosením se daří silně redukovat expandující tužebník a vlhká tužebníková lada se pak velmi rychle mění zpět na vlhké pcháčové louky. Porosty vlhkých tužebníkových lad nemají pro perlorodka z hlediska výživy význam, na rozdíl od vlhkých pcháčových luk, ze kterých často vznikají a které jsou vhodným zdrojem potravy pro perlorodka.

Management těchto porostů je problematický. Pro kvalitní tužebníkovou lada je ideální ponechat plochy bez pravidelného managementu, ale pouze za předpokladu, že území není ovlivněno splachy živin a následnou eutrofizací vegetace. Pokud jsou projevy eutrofizace velmi silné a v porostu se ve zvýšené míře vyskytují ruderální druhy, např. kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*), nemá valný smysl začít s kosením nebo jiným způsobem obhospodařování až do doby, než bude zlikvidován zdroj eutrofizace.



Obr. 116. Vlhká tužebníková lada v nivě Blanice s dominantním tužebníkem jilmovým (*Filipendula ulmaria*).

Jestliže jde o jinak neeutrofní porosty, v nichž zcela převládá tužebník jilmový (*Filipendula ulmaria*), lze je jednorázově pokosit – vhodný interval kosení je 3 až 6 let. Častější kosení není vhodné, protože by tužebník byl potlačován. Pastva do vysokých porostů s tužebníkem v žádném případě nepatří.

Management tužebníkových luk a aktivity spojené s ochranou perlorodky představují typický střet zájmů². Na lokalitách (resp. v jejich částech), kde je perlorodka říční předmětem ochrany, by v těchto případech měla mít perlorodka přednost před péčí o biotop vlhkých tužebníkových lad. Je zde tedy žádoucí vlhká tužebníková lada kosit a přeměňovat je na biotop vlhkých pcháčových luk (resp. jiné výchozí biotopy), které jsou pro perlorodka příznivější.

T1.9 Střídavě vlhké bezkolencové louky

NATURA: 6410 Bezkolencové louky na vápnitých, rašelinných nebo hlinito-jílovitých půdách (Molinion caeruleae)

Ve Vltavském luhu, v nivě Blanice, Lužního i Zlatého potoka se nacházejí střídavě vlhké bezkolencové louky (**Obr. 117, Obr. 118**). V současné době jde o velmi vzácný, citlivý a dnes velmi ohrožený typ biotopu. Velmi rychle a citlivě reaguje na změny prostředí i na způsob managementu. V posledních deseti letech se následkem změn v prostředí i ve způsobu údržby rozloha i kvalita tohoto typu přírodního stanoviště značně snížila. Zachování střídavě vlhkých bezkolencových luk v současné kulturní krajině představuje velký, zčásti i diskusní problém. Pro perlorodka mají střídavě vlhké bezkolencové louky velký význam, zejména typy se zachovalou strukturou a větší druhovou diverzitou.

Dříve se střídavě vlhké bezkolencové louky kosily nepravidelně, a to zpravidla v pozdním létě nebo až na počátku podzimu. V současné době se ze zkušeností zdá, že pokud se bezkolencové louky začnou kosit, nelze management přerušit a porost se musí kosit každoročně, aby nedocházelo k jejich další degradaci. Pravidelné každoroční kosení, zejména pokud se provádí delší dobu ve stejném termínu, však indikačním druhům bezkolencových luk nevyhovuje. U těchto typů luk je třeba management navrhovat experimentálně a posuzovat každou lokalitu zvlášť, naprosto nezbytné je každoroční vyhodnocení managementového zásahu a zpracování plánu na následující sezonu. Z hlediska ochrany vzácných druhů hmyzu bývá vhodné ponechávat střídavě menší části luk ve formě pásů nebo ostrůvků v daném roce nepokosené a zahrnout je do seče v roce příštím. Pastva je na těchto typech stanoviště zcela nevhodná. Navíc v každém území reagují bezkolencové louky jinak a typ managementu nelze jednoznačně specifikovat pro všechna území. Je nutné individuálně nastavit management v každém konkrétním území, tedy pro každý výskyt biotopu T1.9 zvlášť, a upravovat ho vždy každoročně podle situace.

9.4.6 T2 Smilkové trávníky

T2.3B Podhorské a horské smilkové trávníky bez výskytu jalovce obecného

NATURA: 6230* Druhově bohaté smilkové louky na silikátových podložích v horských oblastech (a v kontinentální Evropě v podhorských oblastech)

Vegetace smilkových trávníků se na Šumavě, v nivě Blanice a Zlatého potoka, popř. i v povodí Malše vyskytuje ve dvou odlišných typech. Jeden typ představují „klasické“ smilkové krátkostébelné trávníky obvykle s dominantní smilkou tuhou (*Nardus stricta*), jejichž porosty mohou být v horských polohách druhově velmi chudé, zatímco v podhorských polohách jsou mnohdy druhově bohatší.

Druhý typ představují tzv. mezofilnější typy smilkových luk (**Obr. 119**), kde převládají další druhy trav, např. psineček tenký (*Agrostis capillaris*) nebo kostřava červená (*Festuca rubra*), popř. metlice křivolaká (*Deschampsia cespitosa*). Další druhy, které se v této vegetaci uplatňují, jsou charakteristické druhy smilkových trávníků. Zejména ve vyšších polohách se kromě toho objevují i druhy, které jsou

² V EVL, kde je současně předmětem ochrany perlorodka říční a habitat 6430, bude potřeba konflikt zájmů dořešit v SDO.



Obr. 117. Střídavě vlhké bezkolencové louky s čertkusem lučním (*Succisa pratensis*).



Obr. 118. Střídavě vlhké bezkolencové louky – živnější typy v okolí Arnoštova.



Obr. 119. Druhově bohaté smilkové trávníky na Šumavě.

indikačními druhy horských trojštětových luk, např. rdesno hadí kořen (*Bistorta major*), řeřišničník Hallerův (*Cardaminopsis hallerii*), chrpa parukářka (*Centaurea pseudophrygia*), škarda měkká čertkusolistá (*Crepis mollis* subsp. *hieracioides*), kakost lesní (*Geranium sylvaticum*), zvonečník černý (*Phyteuma nigrum*), pcháč různolistý (*Cirsium heterophyllum*), silenka dvoudomá (*Silene vulgaris*) a violka trojbarevná různobarevná (*Viola tricolor* subsp. *polychroma*) – všechny jmenované druhy se ale na Šumavě vyskytují i v některých dalších typech biotopů. Mezofilnější smilkové louky mohou představovat i přechodné typy, druhovou skladbou blízké některým typům horských trojštětových luk. Porosty smilkových trávníků mají z hlediska úživnosti pro perlorodku význam spíše podružný.

„Klasické“ horské i podhorské smilkové trávníky (Obr. 120 a Obr. 121) mohou existovat poměrně dlouhou dobu bez managementu nebo se mohou jen občasné a krátkodobě přepásat.

Problém představují mezofilnější typy smilkových luk. Pokud se krátkodobě přepasou menším množstvím dobytka (0,5–1,2 VDJ na 1 ha, a to za předpokladu, že dobytek na lokalitě nenocuje), nepředstavuje pastva pro takový porost větší eutrofní zátěž. Vhodné je pak na těchto mezofilnějších typech střídát typy managementu (jeden rok kosení, druhý rok krátkodobá pastva).



Obr. 120. Podhorské až horské smilkové trávníky v centrální Šumavě.



Obr. 121. Podhorské smilkové trávníky v povodí Blanice na svazích Sněžného potoka.

9.4.7 L2 Lužní lesy

L2.1 Horské olšiny s olší šedou (*Alnus incana*)

NATURA: 91E0* Smíšené jasanovo-olšové lužní lesy temperátní a boreální Evropy (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*)

Horské olšiny s olší šedou (*Alnus incana*) se vzácně vyskytují podél Vltavy (Obr. 122) a v horní části řeky Malše (od pramene až po Cetviny). V jejich druhové skladbě se uplatňují druhy subalpínské vysokobylinné vegetace. Z hlediska trofie mají horské olšiny pro perlorodku omezený význam.

V klasických nedegradovaných horských olšinách není potřeba provádět žádný management. Výjimečně lze provádět jednotlivý výběr stromů, při výběru je vhodné přednostně vyřezávat smrk ztepilý (*Picea abies*), popř. jiné náletové dřeviny. V degradovaných porostech, kde druhová skladba dřevin neodpovídá přírodě blízkému druhovému složení, lze uplatňovat jednotlivý nebo skupinový (účelový) výběr stromů, při němž je vždy potřeba upřednostňovat smrky před olší, s cílem dosažení přírodě blízké dřevinné skladby.

L2.2 Údolní jasanovo-olšové luhy

NATURA: 91E0* Smíšené jasanovo-olšové lužní lesy temperátní a boreální Evropy (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*)

Jedná se o potoční olšiny s olší lepkavou (*Alnus glutinosa*), vrbou křehkou (*Salix fragilis*) a střemchou obecnou (*Prunus padus*). Na svahových prameništích se mohou vyskytovat smrkové olšiny (*Piceo-Alnetum*), ve kterých jsou zastoupeny druhy charakteristické i pro vlhké pcháčové louky. V nivě Blanice se místy vyskytují přechodné typy potočních a horských olšin s výrazným zastoupením olše šedé (*Alnus incana*) (Obr. 123). Pro perlorodku mají z hlediska úživnosti největší význam typy prameništích olšin, menší význam zřejmě mají olšiny na pobřeží větších toků.

Pokud je tok už příliš zastíněn, lze provádět jednotlivý výběr. Totéž platí i pro lesní svahová prameniště a okolní smrkové olšiny. Je vhodnější přednostně redukovat smrk ztepilý (*Picea abies*), popř. jiné náletové dřeviny, před olší šedou (*Alnus incana*) a upřednostňovat přirozenou obnovu všech dřevin původní skladby.

9.4.8 Biotopy silně ovlivněné nebo vytvořené člověkem

X5 Intenzivně obhospodařované louky

Kulturní kosené i pasené louky se vyskytují ve všech výše jmenovaných povodích. Pokud pohlížíme na intenzivně obhospodařované louky jako na zdroj potravy perlorodky, je jejich význam zřejmě velmi malý. Problém tkví mimo jiné i v přenosu detritu. Kosené louky je potřebné udržovat kosením a pastviny lze využívat dosavadním způsobem obhospodařování. S ohledem na perlorodku je však nutné do vzdálenosti cca 500 m od toku snížit dávky hnojení na únosnou míru a snížit počty kusů dobytka alespoň na třetinu původního stavu, aby se zabránilo přímé eutrofizaci v blízkosti vodního toku. Na některých plochách v těsné blízkosti toku (pufrační pásmo) je optimální pastvu zcela vypustit a údržbu zajistit jen kosením. V puфраčném pásmu jsou zcela nežádoucí úložiště kompostu a hnoje. Totéž platí i pro větší přítoky vlastního perlorodkového toku (puфраčnické pásmo zde však může být poloviční – dle charakteru toku a území). Ideálním stavem je postupné zavedení extenzivnějšího managementu na intenzivně využívaných plochách a jejich obnova vedoucí k druhově bohatým lučním typům. Intenzivně udržované louky a pastviny navíc často představují rozlehlé plochy, na nichž jsou protékající potoky (většinou přítoky toku s perlorodkou) tvrdě regulovány. V těchto případech je optimální obnova přírodních mělkých zvlňených koryt těchto přítoků možná s použitím dnes již

Obr. 122. Horské olšiny s olší šedou (*Alnus incana*) při březích Studené Vltavy.

Obr. 123. Porosty potočních olšin při březích Blanice.

dobře známých a osvědčených postupů (Just 2003). Z hlediska vlastního managementu pro perlorodku není potřeba v těchto typech porostů provádět žádná další specifická opatření.

X7A Ruderální bylinná vegetace mimo sídla, ochranný významné porosty

Jde vesměs o neobhospodařované plochy, které postupně zarůstají, v některých se ještě vyskytují i vzácnější druhy rostlin. Z hlediska úživnosti nemá tato vegetace pro perlorodku zásadní význam. Ve vztahu k perlorodce není potřeba se těmito plochami příliš zabývat a navrhnout speciální management. Kosení těchto ploch má význam v likvidaci původců ruderalizace a potenciálně agresivních druhů v celém povodí – tyto druhy se mohou eventuálně šířit i do přírodních typů stanovišť. Na mezických stanovištích v povodích je místy aktuálním problémem rychlé šíření invazního druhu vlního bobu mnoholistého (*Lupinus polyphyllus*). Degradované luční plochy, na nichž se tento druh vyskytuje s větší pokryvností, je nutné opakovaně kosit a důsledně odstraňovat biomasu. Počáteční nástup druhu v zatím relativně zachovalých typech aluviální vegetace je možné potlačit opakovanou likvidací (vytrháváním, pokosením). Vztah tohoto invazního druhu k hydriky ovlivněným stanovištím není zcela zřejmý, ale zdá se, že vzhledem k současné dynamice šíření tohoto druhu jsou opatření pro podporu kvality postižených společenstev v rámci povodí dosti důležitá.

X12A Nálety pionýrských dřevin, ochranný významné porosty

V posledních cca dvaceti letech se ochrana přírody zabývá i náletem pionýrských dřevin do různých typů přírodních stanovišť (Obr. 124). Dřeviny většinou zhoršují potravinové zdroje pro perlorodku, tudíž má smysl se zabývat náletem do pramenišť a drobných mokřadů, popř. náletem podél vodních toků.

Obr. 124. Nálety pionýrských dřevin. V posledních letech začínají zarůstat svízellem přítulou (*Galium aparine*).

9.5 Připomínky k problematice lučního managementu v perlorodkových povodích

Metodika nastavení lučního managementu v územích, kde se perlorodka vyskytuje, představuje velmi složitou problematiku, kterou se musí zabývat tým zkušených odborníků, nejen ekologů – botaniků, ale i zoologů a odborníků dalších profesí.

Existuje řada studií, které se zabývají ekologickými aspekty managementu luční vegetace a jeho vztahem ke změnám v druhové skladbě (např. BLAŽKOVÁ 1989, 2003, KUČERA 1995, PRACH a STRAŠKRABOVÁ 1996, PAVLŮ a kol. 2003, PRACH 2007 a další). Avšak prací, které by se současně zabývaly vztahem managementu vegetace a biologie perlorodky, je velmi málo. Této problematice se v ČR věnovala pouze Blažková (BLAŽKOVÁ a HRUŠKA 1999, BLAŽKOVÁ 2010). Tato autorka řešila poměrně podrobně situaci na Blanici a dospěla k řadě významných, stále platných závěrů. Sukcese vegetace na krajinné úrovni se však od doby jejích experimentů posunula dále: v době, kdy zde pracovala, byly hlavními expandujícími druhy do neobhospodařovaných luk ostřice třeslicovitá (*Carex brizoides*) a tužebník jilmový (*Filipendula ulmaria*). Autorka upozorňovala, že tyto druhy silně snižují potravní nabídku pro perlorodku a tedy že expanze těchto druhů představují pro udržení populace perlorodky závažný problém. V současné době se k těmto druhům přidalo extrémně rychlé šíření chlastice (*Phalaris arundinacea*), v povodí Vltavy a Zlatého potoka také ostřice Buekovy (*Carex buekii*), v povodí Vltavy expanduje též tavolník vrboolistý (*Spiraea salicifolia*). Všechny tyto druhy představují další hrozbu snížení potravních možností perlorodek.

Nastavení vhodných typů managementu v jednotlivých biotopech i v jednotlivých povodích v dnešní době představuje zahájit celou řadu experimentů, výsledky monitorovat a vyhodnocovat. Ve sledovaných územích zatím víceméně probíhá expertní sledování perlorodky, ale změny vegetace (včetně šíření expanzních druhů, které snižují její potravní nabídku) se trvale nemonitorují nebo výsledky monitoringu nejsou k dispozici. Pokud bude zahájen v územích výskytu perlorodky další management lučních porostů, je potřebné zahájit i sledování změn vegetace a změny pravidelně vyhodnocovat. Jedině tímto způsobem může být v území nastolen optimální typ managementu.

9.6 Metodika speciálního lučního managementu funkčních ploch v rámci odchovných a reprodukčních prvků

Péče o funkční plochy zřizované v rámci odchovných a reprodukčních prvků (ORP) na Zlatém, Spáleneckém a Lužním potoce včetně bočního ramena Blanice v současné době zahrnuje řadu aktivit, jejichž zajištění je nutné pro zachování funkce těchto prvků jako refugií populací perlorodky říční. Jednu z těchto aktivit představuje zakládání speciálních kompostů. Zakládání kompostů a využití kompostované zeminy, která se přidává zpět na plochy v odchovných a reprodukčních prvcích (ORP), není propojeno s „Metodikou lučního managementu“, a to z následujících důvodů. Z fytoocenologických snímků, které byly pořízeny na plochách ORP, je na první pohled patrné, že přidáním kompostované zeminy se zvýší zastoupení produkčních trav (např. *Poa pratensis*, *P. trivialis*, *Alopecurus pratensis*, *Holcus lanatus*). Z hlediska kvality lučních biotopů není žádoucí podíl těchto trav zvyšovat. Zato z hlediska potravního je zvýšení podílu těchto trav pro perlorodku žádoucí. Zde je tedy na první pohled patrné, že by návrat kompostované zeminy do některých typů biotopů nemusel být z hlediska kvality stanoviště žádoucí³. Sledování vlivu přidávané kompostové zeminy do jednotlivých biotopů vyžaduje dlouhodobější studii.

Zakládky kompostů z vytěžených drnů se zřizují ve stinných a suchých polohách ve vzdálenosti nejméně 10 m od koryta a v rozteči cca 250 m od sebe. Drnové zakládky slouží pro kompostování a je nutné je založit kvalitně níže uvedeným postupem.

Kompostování je dobrá alternativa pro využití materiálu z posekané plochy, i za cenu vynaložení zvýšeného lidského úsilí a finančních prostředků. Jistou nevýhodou speciálních kompostů je ovšem mírná ruderalizace okolí (Obr. 125), kterou však lze eliminovat kosením okolí kompostů 2–3x ročně. I přes tyto menší negativní jevy lze speciální kompostování doporučit jako alternativní řešení skládání traviny na významných lokalitách.

9.6.1 Zřízení drnové zakládky

Drnová zakládka slouží jako izolační a absorpční vrstva pro kompostování posečené travní hmoty (Obr. 126). Její základ (doporučené rozměry 3,5 × 6 m) je složen z drnových kostek orientovaných travním porostem k zemi, které jsou následně zhutněny hrabáním a vápněny. Další drnové vrstvy jsou složeny stejným způsobem (drny svrchní vrstvy je nutno vázat na spodní, aby došlo k překrytí spár), u posledních dvou je nutné zmenšit jejich celkový rozměr vždy o 1 drn na každé straně (čtvrtá vrstva má tedy rozměr cca 2,5 × 5 m). Spotřeba mletého vápence na jednu zakládku je 80 kg (do jednotlivých vrstev ho přichází odspodu 24 kg, 21 kg, 19 kg a 16 kg).



Obr. 125. Mírná ruderalizace v okolí kompostu na Lužním potoce.

³ Podobně jako v případě tužebníkových lad může být požadavek na zvýšení nutriční hodnoty lučních porostů v ORP v rozporu s SDO.

9.6.2 Kompostování

Posečená hmota je ukládána na kompostovací lůžko ve vrstvách silných cca 25 cm, nejprve po obvodu lůžka (věnec) a následně doprostřed. Na povrch založené vrstvy se rozhodí a následně zapracuje poměrná část z určené celkové dávky mletého vápence.

Postup se opakuje cca desetkrát, konečná výška první zakládky nepřesahuje 150 cm. Hotová zakládka se překryje plachtou (temeno a delší svislé strany – zajišťují přístup vzduchu), která slouží k zastínění a nastartování kompostových procesů – znemožňuje prolítí čerstvého kompostu přívalovým deštěm s následným vyplavením výluhu s obsahem toxického amoniaku (**Obr. 127**). Během počáteční fáze zrání kompostu (do doby prvního přerovnění) vytékají ze zakládky kompostové výluhy s vysokým obsahem dusíku. V případě kompostových lůžek zhotovených z drnů absorbují výluhy zemina zakládky. V ostatních případech je nutné instalovat sběrné nádoby, které mohou výluh zachytit; výluh lze následně během prvního roku zrání aplikovat zpět na kompostovanou hmotu, v dalších letech se může zčásti aplikovat na povrch staršího kompostu. **Obr. 128** ukazuje jinou variantu kompostování (se stříškou), která je prováděna na ORP Lužní potok.



Obr. 126. Kompostovací lůžko z drnů podložené plachtou.



Obr. 127. Zakládání kompostu na Blanici – odchovna stanice Spálenec. Plastová trubka s vyřezanými otvory slouží k provzdušnění kompostované hmoty a odvodu výluhů. Je zabudována do středu kompostované hmoty na vrchu zakládky.



Obr. 128. Ukázka kompostéru se stříškou – Lužní potok.

9.6.3 Převrstvení kompostu

Převrstvení kompostu probíhá každý rok na podzim (v době od počátku listopadu do prvních mrazů) a na jaře (po rozmrznutí zakládky, nejpozději do konce dubna, aby bylo umožněno následné nerušené využití zakládky jako případného lůhniště plazů), celkem v pěti opakováních. Od druhého převrstvení se z kompostované hmoty již neuvolňují nebezpečné výluhy, proto není nutné provádět práce na ochranné plachtě. Po třech letech od založení je kompost dozrálý (Obr. 129) a je možné jej zpětně aplikovat na funkčních plochách.

9.6.4 Zpětná aplikace kompostu na funkční plochu

Zralým kompostem jsou zlepšovány půdní poměry funkčních ploch. Zpětná aplikace kompostu na pozemek se provádí na podzim třetího roku od založení současně s pátým převrstvením, kdy je hmota umístěna kolem toku v břehových pásech 1 m širokých, které na sebe směrem od toku postupně navazují (Obr. 130). Koncová linie funkční plochy s kompostovanou hmotou musí být v terénu vyznačena z důvodu zachování kontinuity aplikace v následujícím roce. Po osmiletém cyklu lučního managementu jsou zakládky zrušeny.

9.6.5 Využití kompostování při péči o maloplošná chráněná území

Zakládání speciálních kompostů by se dalo využívat při péči o maloplošná chráněná území, zejména tam, kde je obtížný přístup technikou a odkud nelze spolehlivě odvézt pokosenou hmotu. Je to určitá přírodní alternativa, která by mohla pomoci při záchraně některých cenných území, na kterých dosud není navržen management z důvodu obtížné dostupnosti techniky. Při zakládání speciálních kompostů v blízkosti maloplošných chráněných území je vždy nutné, aby celou situaci posoudil odborník – botanik. Není vyloučeno, že zpětné vrácení kompostované zeminy by mohlo být typem restauračního managementu v některých speciálních případech, např. při rekonstrukci porostů s osťicí *Carex brizoides*. Tato problematika však vyžaduje speciální sledování a vyhodnocení vzhledem k perlorodce i přírodnímu stanovišti.



Obr. 129. Ukázka kompostování v odchovné stanici Spálenec. Vpředu je rok starý kompost, vzadu postupně za sebou 2, 3 a 5 let starý kompost.



Obr. 130. Zpětná aplikace kompostu podél potoka.

10 Speciální revitalizace, obnova vodního režimu a speciální opatření

Metodika zaměřená na revitalizaci v povodích s posledním výskytem perlorodky říční je připravena pro využití vlastníky pozemků, hospodařícími subjekty, správci vodních toků, orgány ochrany přírody i ochrany vod. Její náplní je citlivá péče o prostředí celosvětově vymírajícího druhu, a proto i použité metody jsou často odlišné od běžných revitalizací.

Metodika vychází z předpokladu, že **péče o drobné vodní toky a vodní režim se má realizovat na nejnižší možné úrovni**. Pokud budou mít místní obyvatelé, vlastníci pozemků nebo regionální ochránci přírody k dispozici podrobné informace, mohou chránit čistotu vody a zprostředkovat i celá vodní společenstva včetně kriticky ohrožených perlorodky říční jistě účinněji, než pracovníci úřadů ze vzdálených míst.

V některých povodích se to dlouhodobě daří a je možné vidět řadu případů menších opatření i revitalizací, které byly realizovány takřikajíc odspoda. Mnoho dalších realizací vzniklo na základě naplňování plánů péče o chráněná území nebo v těsné spolupráci správců vodních toků s ochranou přírody. Nově se daří realizovat i první velké revitalizační projekty. Přesné postupy jednotlivých opatření je nutné plánovat, případně projektovat konkrétně pro dané povodí a místo. Tato metodika přináší přehled různých opatření, která je možno využít.

Orientovat se v rozsáhlých plánech péče a jejich přílohách zpracovaných pro velká chráněná území je často náročné. Tento text přináší stručný katalog, zaměřený na jednoduchá a v mnoha případech i levná opatření, která se osvědčila a mohou být snadno aplikována v povodích s výskytem perlorodky.

V rámci přípravy, ať už klasické revitalizace středních a větších toků, či menších revitalizačních zásahů do jemné říční sítě, je vhodné si uvědomit, že tyto akce vyžadují vždy podrobnou předprojektovou přípravu a projekt zpracovaný projektantem se zkušenostmi z citlivých podhorských podmínek. Všechny revitalizační projekty podléhají vodoprávnímu stavebnímu povolení a v chráněných územích probíhají pod dohledem státního orgánu ochrany přírody. Velké zásahy do vodních toků (technické revitalizace) v případě toků s výskytem perlorodky říční je vhodné s předstihem zapracovat do Plánu dílčího povodí. Dále je nutné včas realizovat víceletý biologický průzkum a další nutná hodnocení. Tento proces je dlouhý, ale nezbytný.

O velkých stavbách (za desítky milionů korun) se v dalším textu budeme zmiňovat jen okrajově (jde vždy o místně specifický projekt). O to více jsme zaměřili pozornost na drobná opatření typu zásahu cestního příkopu nebo pomístního zpevnění nadměrně erodujícího břehu živým vrbovým haťovým válcem – jsou to opatření levná, jednoduchá a je potřeba jich realizovat velké množství.

Celý text je délkově limitovaný a nemůže proto problematiku popsat v celé komplexnosti. Pro komplexní přístup k tématu, který překračuje pohled úzce zaměřený na jeden druh, doporučujeme příslušnou literaturu (např. JUST 2005).

10.1 Revitalizační opatření pro perlorodku

V této kapitole se zaměříme na revitalizační opatření na tocích, pramenných stružkách, příkopech nebo místech soustředěného odtoku vody a ukážeme, které závady je takto možné napravit, nebo které charakteristiky říční sítě lze revitalizacemi zlepšit. V celé Evropě bylo odhaleno několik hlavních příčin mizení perlorodky (GEIST 2010). Kromě znečištění vody se jedná především o erozi (**Obr. 131**) a

její důsledky, tedy nadměrný splach jílových a pískových částic přicházejících do řek zejména z příkopů, erodujících struh a zahloubených toků, z cest, svážnic a holosečí (**Obr. 132**), jakož i intravilánů obcí (OSTERLING a kol. 2008, 2010). Přitom na mnoha perlorodkových lokalitách lze provést mnohdy i jednoduchá revitalizační opatření a k erozi prakticky nemusí docházet.

V důsledku uvolňování jemných jílových částic do povodí dochází k zanášení intersticiálních prostor dna, poklesá zde množství kyslíku, začínají probíhat hnilobné procesy uvolňující toxické látky a juvenilní a subadultní perlorodky zde nemohou přežít (GEIST a AUERSWALD 2007). Populace pak vlivem takové eroze postupně mizí. Zanášení dna je plíživý jev, který není na první pohled patrný a dá se dokumentovat jen podrobným mnohaletým měřením.

Písek naopak prokazatelně a na první pohled zřetelně poškozují místa pro život dospělých perlorodek, jak ukazuje **Obr. 133**. Stabilní lavice dospělců za normálních okolností v chráněných meandrech existují desítky let na stejném místě. Pokud však je kolonie zavalena pískem, perlorodky musejí opustit v minulosti nalezené stabilní místo a vylézt na povrch písku. Zde však nemohou odolávat bouřkovým událostem ani jarním povodním, jsou splaveny do pro ně nepříznivých tůní nebo vyplaveny proudem na břeh a kolonie tak zaniká.

Tyto případy byly zaznamenány koncem osmdesátých let na Tetřivčím potoce, na Malši po roce 2002 anebo pod Zbytinským potokem na Blanici v roce 2004–2006 (SPISAR a SIMON 2006). V současnosti pískové eroze z více zdrojů silně ohrožují populaci na Zlatém potoce a Malši. Napravit takovýto nepříznivý stav a zbavit řeku nanesených sedimentů je velmi obtížné a vyžádá si to dlouhodobé a systematické úsilí (ALTMÜLLER a DETTMER 2006).

10.1.1 Stavební revitalizace toků

Úpravy vodních toků, jejich regulace a meliorace, ke kterým u nás docházelo především ve 2. polovině 20. století, se významnou měrou podepsaly i na stavu toků s výskytem perlorodky říční. Některá méně drastická regulační opatření byla prováděna i v dřívějších dobách, například v souvislosti s plavením dřeva. Takto byly kamennou rovinou opevněny poměrně dlouhé úseky Vltavy a Blanice. V současné době zborcené zbytky kamenného opevnění přestávají plnit svou stabilizační funkci a mohou mít příznivý ekologický dopad, například jako úkryt pro ryby nebo i jako vhodný biotop pro perlorodku, která mezi kameny nachází stabilní a bezpečné dno pro uchycení.

Pozdější úpravy toků byly již drastičtější. Koryto bylo obvykle zcela narovnáno a zahloubeno kvůli zaústění drenážních systémů. V případě povodí s výskytem perlorodky se v současnosti jedná zejména o přítoky, protože v silně regulovaných úsecích toků se perlorodka vzhledem ke svým biotopovým nárokům již nevyskytuje. Výjimkou je část Lužního potoka a Bystřiny (oboje na Ašsku), které jsou v horním toku, tedy nad výskytem perlorodky, napřímené a zahloubené. Na Lužním potoce je v současné době revitalizace před dokončením, revitalizace Bystřiny byla dovedena do fáze studie proveditelnosti (BELECO 2016). Z dalších stavebních akcí je v současné době plánována celková revitalizace jeden kilometr dlouhého horního úseku Lučního potoka (pravostranný přítok Zlatého potoka nad PR Miletínky), pro který byla v roce 2016 vypracována studie proveditelnosti (BELECO 2016).

Pojmem stavební revitalizace označujeme v této metodice převedení technicky upraveného toku do stavu přírodě blízkého, zatímco samotný pojem revitalizace zde má širší význam, protože se do něj zahrnují i drobnější úpravy, např. speciální revitalizace pramenišť a obnova funkcí jemné hydrologické sítě povodí.

V případě perlorodkových toků je sporná i otázka samovolného obnovení funkce toku tzv. renaturací, případně revitalizací, kdy člověk pouze nastartuje samovolné přírodní procesy a řeka si potom sama vytvoří nové koryto. Tyto varianty mohou být až několikanásobně levnější než stavba, při



Obr. 131a. Eroze a její důsledky. V nestabilním podloží uměle zahloubené strouhy o hloubce a šířce 0,5 metru rychle erodují na strže o hloubce až 2 metry (Vyšenský potok 2005, výška vody za běžného průtoku). Hrubý kámen, pokud je přítomen, zůstává na místě.



Obr. 131b. Odnos sedimentů. Jemné jílové sedimenty jsou povodněmi odnášeny na velkou vzdálenost do větších toků, kde ucpávají průlinčité dno.



Obr. 132a. Příklad vzniku eroze. Velkovýrobní nakládání s krajinou je necitlivé k drobným vodotečím a smrtící pro perlorodky. Lesní těžba, prováděná bez ohledu na podmáčený terén může způsobovat splachy znečišťujících látek do toků a masivní erozi.



Obr. 132b. Mozaikovitě povodí s pestré směsí mokřadů, remízků a luk. Perlorodky dokáží přežít pouze v mozaikovitých povodích s pestré směsí lesních i nelesních biotopů prostoupených čistými a přírodními potůčky.

které je modelováno zcela nové koryto. Samovolné obnovení funkce toku, ke kterému může dojít v případech, kdy tato funkce byla regulací jen poměrně málo narušena, lze samozřejmě považovat za pozitivní jev. Pokud bylo narušení drastické, tok byl například narovnan, zahlouben a opevněn, nedá se samovolné obnovení funkce toku předpokládat, a **varianta, kdy „člověk samovolné revitalizaci pomůže“, například vytrháním betonového opevnění ze dna a z břehů, se v případě perlorodkových toků neukázala jako příliš vhodné řešení.** Při pouhém odstranění betonového opevnění se může v krátkodobém až střednědobém horizontu natolik zvýšit eroze, a to i na jinak poměrně nevýznamném přítoku, že mohou být perlorodky ohroženy. Tento případ je detailně popsán v kapitole 10.1.3.1.

10.1.2 Popis stavební revitalizace toků, význam a vysvětlení, kdy je nutno stavební revitalizaci provést

Provádění stavebních revitalizací je podmíněno vypracováním projektu a podléhá všem zákonným procesům jako jiné stavby na základě vodohospodářského stavebního povolení. V případě perlorodkových toků nebo jejich přítoků je potřeba už při vypracovávání projektové dokumentace a jejím posouzení orgánem ochrany přírody zohlednit neobvyčejnou citlivost perlorodky na poškození prostředí. Je známo, že dospělý jedinec perlorodky krátkodobě zvládne díky možnosti zavření schránky jak vyschnutí toku, tak i zvýšené zátěže splavenin nebo chemických látek, pokud nejde o látky vyloženě toxické (DEGERMAN 2009). Neplatí to ale pro mladé jedince (juvenily), a jak bylo popsáno již v úvodu, juvenilové jsou zvláště citliví na obsah kyslíku v průlinčitém dně toku. Pokud by tedy v průběhu revitalizace nebo po jejím dokončení docházelo k vyplavování většího množství jemných



Obr. 133a. Znehodnocení dna toku písečnými nánosy. Masivní eroze z Kabelského potoka a dalších zdrojů v povodí zcela zanesla původně pevné šterkové dno.



Obr. 133b. Malše v Horním Příbráni, kde se udržely v posledním neznečištěném úseku řeky ideální dnové sedimenty se zbytky populace perlorodky říční (hraniční tok s Rakouskem, 2015).

splavenin, byly by perlorodky bezprostředně ohroženy. Při revitalizaci je tedy velmi vhodné nové koryto budovat „na sucho“ a vodu do něj pouštět velmi pomalu, postupně a pod neustálým dohledem.

Často je možné v krajině vystopovat trasu původního, předregulačního koryta a toto koryto pak použít k revitalizaci. Je to užitečné nejen z hlediska zachování „paměti krajiny“, ale i z dalších hledisek. Původní koryto totiž obvykle vede nejvhodnější údolnicí a po odstranění navezené zeminy může být poměrně dobře stabilizované, takže nedochází k nežádoucímu vymílání a odnosu splavenin. Nicméně ani při nejopatrnějším postupu není možné odnosu splavenin úplně zabránit, zejména při zvýšených průtocích. Lze ho pouze minimalizovat. Každé nové koryto se samovolnými procesy dále dotváří a stabilizuje se i několik let. Proto je potřeba myslet v předstihu na možná opatření, která pomohou populaci perlorodky ochránit (viz opatření v kapitole 10.3 – sedimentační pasti, rozliv do vegetace, polopropustné přehrázky, tůňe apod.). V extrémním případě lze přikročit i k záchrannému přenosu ohrožené populace na jiné místo, pokud ho orgán ochrany přírody bude považovat za nezbytný. Každý přesun ale znamená pro perlorodky velký stres, proto je potřeba zodpovědně posoudit všechny okolnosti.

10.1.3 Příklady konkrétních realizovaných revitalizací

10.1.3.1 Zbytinský a Sviňovický potok v povodí Blanice

V letech 2004–2005 byla provedena revitalizace části Zbytinského potoka (pravostranný přítok Blanice) a Sviňovické strouhy (pravostranný přítok Zbytinského potoka) v délce přibližně 1 600 m (Obr. 134a). Projekt nerespektoval požadavek na řešení revitalizačních úprav způsobem, který by zabránil nadměrnému transportu splavenin do řeky Blanice při provádění prací a při následném dotváření revitalizovaného koryta. Oproti původnímu požadavku vytvořit mělké a členité koryto došlo k odstranění všech zpevňovacích prvků v zahloubeném korytě a nestabilizované hluboké koryto bylo ponecháno samovolným erozním procesům (AOPK ČR 2007, Obr. 134b). Důsledky pro populaci perlorodky a nápravné opatření v podobě kombinovaného zařízení na zachytávání splavenin jsou popsány v kapitole 10.3.

10.1.3.2 Hučina, Žlebský a Jedlový potok v povodí Vltavy

Revitalizace Hučiny (pravostranného přítoku Studené Vltavy) proběhla v roce 2013 (Obr. 135), revitalizace Žlebského potoka (pravostranného přítoku Teplé Vltavy) a Jedlového potoka (levostranného přítoku Teplé Vltavy) v letech 2014 a 2015. Pro celou oblast Vltavského luhu mezi Lenorou a Novou Pécí byla vypracována souhrnná kvantitativní studie, v rámci které byla provedena analýza mapových podkladů a v druhém kroku analýza zaměřená na potřebnost revitalizace daných úseků či mikropovodí. Výsledkem první analýzy byla sumarizace délky upravených toků podle řádu toku v kategoriích (a) zatrubněno, (b) regulováno v dlažbě (dno nebo dno i břehy), (c) pouze změna trasy nebo zahloubení, (d) přirozené nebo mírně modifikované toky.

Revitalizace se dále navrhuje pro další toky v oblasti pod soutokem Teplé a Studené Vltavy (Starý potok a Chlumský potok v částech od silnice po soutok s Vltavou), v současné době jsou ve fázi podkladových studií. Výhledově je uvažována také revitalizace Volarského potoka, kde již sice existují starší územně plánovací podklady, ale jejich použitelnost je s ohledem na význam tohoto zdroje rizik nevyhovující (HLADÍK a kol. 2015).

Přítoky Jedlový i Žlebský potok měly již před revitalizací obdobný chemismus jako hlavní tok. Jedlový potok s sebou nese staré zemědělské zátěže z povodí, Žlebský potok v době přivalových



Obr. 134a. Revitalizace části Zbytinského potoka a Sviňovické strouhy. Zbytinský potok a Sviňovická strouha (ústí) bezprostředně po revitalizaci. Vedle koryta jsou patrné zbytky vytrhaného betonového opevnění, tok zůstal zahlouben a napřímen.



Obr. 134b. Masivní erozní procesy, nastartované zvýšenými průtoky při jarním tání na revitalizovaném Zbytinském potoce, které způsobily odnos jemnozrnného materiálu, písku i šterku do hlavního toku Blanice.



Obr. 135. Nově revitalizovaný tok Hučiny s citlivě volenou trasou meandrů v místě, kde protíná Povltavskou stezku a železniční trať Černý Kříž–Kájov. V pravé části obrázku Studená Vltava. (zdroj: Mapy.cz, © Seznam.cz, a.s., © TopGis, s.r.o.).

dešťů a povodní nesl před revitalizací dvojnásobnou koncentraci splavenin než hlavní tok. K revitalizacím všech tří přítoků Teplé a Studené Vltavy bylo přistupováno velice pečlivě, na několika místech byly vybudovány sedimentační tůně pro zamezení vnosu sedimentů do hlavního toku. Kde to bylo možné, bylo nové koryto vedeno ve stopě koryta historického, předmelioračního. Jinde bylo vytvořeno zcela nové meandrující koryto. Na několika místech nebylo koryto stavebními stroji vyhloubeno v plné hloubce a šíři, a domodelování toku tak bylo ponecháno samovolným procesům (Obr. 136). Vzhledem k tomu, že toky se nacházejí v ploché nivě Vltavského luhu, je jejich spád velice pozvolný a nelze předpokládat výraznější erozi, a to ani za zvýšených srážkových úhrnů a jarního tání, kdy se Vltavský luh zaplavuje celý. Výsadby doprovodných dřevin při březích nebyly realizovány ze stejného důvodu – v luhu převažuje bylinná vegetace, stromy se zde objevují převážně jako břehový porost podél hlavního toku Vltavy.

10.1.3.3 Lužní potok

V roce 2016 proběhla revitalizace lučního úseku Lužního potoka od lesa po most pod Pastvinami. Koryto bylo v této části zahloubené, napřímené a opevněné. Podle zpracovaného projektu revitalizace je na levém břehu vedle původního napřímeného koryta Lužního potoka budováno nové samostatné koryto s přirozenou meandrující trajektorií. Napřímené koryto je zachováno jako nouzová strouha pro převádění větších vod po jarním tání nebo přivalových deštích. Navrhovaný tvar koryta je potravně příznivý pro perlorodku (mělké, s dobře stabilizovaným dnem, silně meandrující), celé koryto je nutné stabilizovat tak, aby ani v prvních letech existence nedocházelo k velké erozi a vzniku splavenin (ŘEPA a kol. 2010).



Obr. 136. Strmé ústí Žlebského potoka do Teplé Vltavy. Koryto zde bylo vymodelováno a zpevněno kameny, na rozdíl od ploché nivy, kde byl vodě ponechán prostor pro samovolné dotváření koryta.

10.1.4 Parametry sledované a vyhodnocované v souvislosti se stavebními revitalizacemi

Stavební revitalizace jsou rozsáhlé zásahy do toků, proto je před jejich provedením, v průběhu realizace i po jejím skončení nutné sledovat, pokud možno kontinuálně, fyzikálně-chemické parametry vody. Stejně jako v případě zpevňování meandrů a ostatních větších akcí je vhodné toto měření doplnit bioindikacemi (více o metodě bioindikací v kapitole 7) a pravidelnými kontrolami populace perlorodky, pokud se nachází bezprostředně pod místem realizace.

Když je opatření dokončeno, je vhodné při pravidelných obchůzkách – a také po silných deštích a povodňových událostech – kontrolovat stav revitalizovaného toku a množství splavenin nesených tokem. Jak ukazují zkušenosti z již proběhlých revitalizací, je nutné už při projektování myslet na případnou erozi nově budovaných koryt a dopředu promýšlet možná opatření, která budou minimalizovat její dopad na perlorodku. Zároveň je nutné v průběhu revitalizace i po ní provádět kontroly všech revitalizačních prvků, které jsou v souvislosti s minimalizací nepříznivých dopadů na perlorodku realizovány (sedimentační tůně, rozlivy, boční ramena apod.). Dynamiku revitalizovaného koryta je vhodné sledovat ještě několik let po provedení revitalizace.

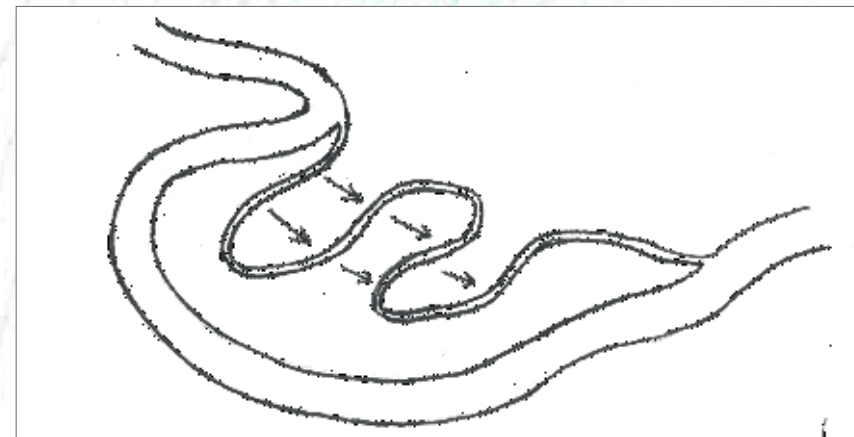
10.2 Odchovné a reprodukční prvky (ORP)

10.2.1 Popis ORP, jejich význam a popis realizace

Odchovné a reprodukční prvky (ORP) jsou pomocná boční ramena toků pro mladé perlorodky, vybudovaná na štěrkovém podloží (Obr. 137). Jejich význam vychází z potřeby vytvořit zejména pro juvenilní stadia perlorodky říční vhodné a dobře kontrolovatelné prostředí s optimálními podmínkami z hlediska kvality dnového substrátu a kvality potravy. Více o funkci potravních prvků viz kapitola 5.

Vybudování odchovného prvku musí předcházet tvorba podrobné projektové dokumentace. Prostor pro budoucí ORP je vytipován na základě sklonu, úživnosti půdy, oslunění a přítoků – potenciálních potravních stružek. V případě, že je v prostoru budoucího odchovného prvku dostatečné množství přirozených říčních náplavů, je možné ORP vybudovat bez umělého štěrkového lože. V případě, že je budování umělého štěrkového lože potřebné, je z celé plochy odstraněna zemina do hloubky přibližně 40 cm a navrstveno štěrkové lože z hrubého štěrku o mocnosti zhruba 20 cm, koryto je poté vytvářeno dřevěným bedněním (Obr. 138a). Po navrstvení pečlivě upravené krycí zeminy se správnou hodnotou pH a obsahem Ca, osetí a dokonalém prokořenění břehů je bednění koryta odstraněno. Osetí je nutné provádět směsí semen místního původu tak, aby výsledný luční biotop odpovídal nárokům perlorodky říční na složení potravního detritu (viz kapitola 9). Řízeným průtokem, společně s oboustranným přerůstáním břehového drnu, dojde k postupnému optimálnímu dotvarování koryta (Obr. 138b). Stavba, která musí být prováděna v návaznosti na přirozené procesy, trvá 4–5 let (DORT a HRUŠKA 2008).

Pomocná boční ramena toků po několika letech působení přírodních vlivů, mezi které patří přirozené dotváření koryta ORP a samovolný nástup odpovídající flóry a fauny, mohou v optimálním případě umožnit přirozenou reprodukci perlorodky říční a její následné šíření do hlavního toku. Ve většině případů, kdy je stav povodí pro rozmnožování nepříznivý, slouží k dlouhodobému pobytu vysazených několikaletých perlorodek z polopřirozeného odchovu, které zde žijí zahrabané pode



Obr. 137. Schéma ORP – meandrující luční koryto a jeho propojení s hlavním tokem. Šipky naznačují směr proudění podpovrchové vody rhizosférou (prokořeněnou zónou luční vegetace v průlinčitém štěrkovém základu) napříč meandry (schéma: Michal Bílý).

dnem až do doby, než rameno ve věku mezi 10–30 lety samovolně opustí (to už žijí na povrchu a potřebují spíše větší tok).

Nezanedbatelná je role ORP jako refugia (útočiště před nepříznivými podmínkami) a rezervního genofondu při neočekávaných událostech (např. haváriích, povodních) v hlavním toku. Dobře fungující rozsáhlejší ORP tak může současně plnit všechny reprodukční funkce perlorodky včetně refugia a reprodukčního prostředí pro hostitelské ryby.



Obr. 138a. Odchovné a reprodukční prvky ve fázi stavby. SORP – NPP Blanice – viditelná je vrstva obohacené zeminy s drny podél budoucí trasy.



Obr. 138b. LORP – NPP Lužní potok – kolem dosud suchého koryta je vidět postupně prokořeňující drn. Zbývá plocha obou ORP pak bude překryta překompostovanou zeminou obohacenou o vápník v organické podobě (blíže k možným chybám při konstrukci viz Příloha 4).

10.2.2 Přehled realizovaných ORP

Na základě výše popsáných potřeb perlorodek byly v rámci realizace opatření záchranného programu vybudovány čtyři ORP: v povodí Lužního potoka (LORP), Zlatého potoka (ZORP), Spálenického potoka (SORP) a Blanice, kde byl založen poněkud odlišný systém v původním rameni Blanice ve Spálenci nazývaný podle chatky, kde se prováděla v minulosti část odchovu jako Odchovna Spálenec (AOPK ČR 2013a, **Obr. 139**). Podrobné poznámky k funkci jednotlivých ORP za 20 let od jejich konstrukce jsou uvedeny v **Příloze 4**.

Blanice – ORP Spálenec (Odchovna). V devadesátých letech zde byl vedle přirozeného bočního ramene řeky vybudován menší pilotní prvek s umělým šterkovým podkladem od tůně k rameni, napájený částečně vodou z Blanice a částečně vodou z drobného přítoku. Na tomto místě byly poprvé otestovány postupy zlepšení vnášení detritu do toku pomocí stružek na šterkovém loži. V roce 2015 byl obnoven již bez napojení na drobný přítok a funguje jen na vodě z Blanice. Celý systém je nyní tvořen malým bočním korytem na umělém podloží, rozsáhlým ramenem Blanice a složitým systémem tzv. potravních stružek. Díky poloze na průlinčitých náplavech řeky Blanice je zde důležité i podzemní proudění mezi hlavním tokem a ramenem (srovnání přináší **Obr. 58**).

LORP. V roce 2000 byla dokončena stavba prvního ze speciálních odchovných a reprodukčních prvků na Lužním potoce v k. ú. Pastviny u Studánky. Během dvou let bylo v umělém šterkovém loži a obohaceném zemním krytu vybudováno meandrující koryto a navazující potravní stružky, s cílem

zlepšit potravní zásobení v Lužním potoce. Dále pak byly vybudovány potravní stružky s označením Pod pásem, Nad pásem a Za Pastvinami.

ZORP. V roce 2001 byl vybudován ORP na Zlatém potoce v k. ú. Křížovice u Ktiše. Pro potřeby záchranného programu bylo vytvořeno cca 630 m dlouhé boční rameno v přirozených šterkových náplavech nivy, do kterého byly v roce 2002 a 2003 umístěny juvenilní perlorodky ze záchranného odchovu. V roce 2003 byly na svažitém lučním pozemku vybudovány další mokřady a potravní stružky zlepšující zásobení ORP detritem.

SORP. V osmdesátých letech 20. století bylo zaústění Spálenického potoka do Blanice pod Arnoštovem násilně zkráceno a tím byla i odstavena část údolní nivy s vhodnými půdními a vegetačními vlastnostmi, která představovala velmi kvalitní reprodukční prostředí pro perlorodku říční. Vybudováním ORP v umělém šterkovém loži v roce 2004 byla tato funkce částečně obnovena. Tento prvek jako jediný neobsahuje doplňkové potravní stružky. V roce 2005 byly do ORP umístěny juvenilní jedinci perlorodek ze záchranného odchovu.

10.2.3 Provozní údržba ORP a sledované parametry

Na jednotlivých ORP se každoročně sleduje množství parametrů, podrobněji viz kapitola 5.

Mimo jiné je důležité celoročně kontrolovat funkci potravních stružek a jiných pomocných prvků – zejména **průtočnost** ramene. V případě potřeby je průtok stružkami možné regulovat pomocí dřevěných hradítek a stavidel. Po vyšších průtocích je vhodné provádět mimořádné kontroly a případně odstranit nánosy a náplavy. Při nízkých průtocích je vhodné provádět kontroly správného umístění odchovávaných perlorodek. V zimě za nízkých teplot je potřeba kontrolovat stav lokalit zejména kvůli **riziku tvorby vnitrovodního ledu** (zajištění nezamrznutí nátok ramene) a **ledochodu** (prevence vzniku ledové bariéry). V době intenzivních ledových jevů, před vytvořením ledové celiny, je nutná denní kontrola bočních ramen. Pravidelně je třeba kontrolovat objekty v době kolísání průtoků. V několikaletých intervalech je nutné kontrolovat, případně upravit, zabezpečení potravních stružek proti prosakování, případně provést drobnou úpravu břehů a udržovat jejich optimální šíři. V případě zárostu potravních stružek nežádoucí vegetací je vhodné dle potřeby provádět prořezávky.

Z hlediska kvality vodního prostředí je vhodné provádět celoroční monitoring fyzikálně-chemických parametrů vody, zejména základní měření teploty vody a konduktivity, v případě nutnosti sledovat zákal vody a nitrátovou zátěž nesenou vodou. Pokud je příslušný ORP osazen telemetrickou stanicí pro záznam kontinuálního měření výšky vodní hladiny, teploty vody a konduktivity, je třeba provádět pravidelné kontroly těchto stanic v terénu, vyhodnocovat pravidelně sbíraná data a především udržovat v pohotovosti mobilní telefony, na které je automaticky odesíláno chybové hlášení. Provoz telemetrických stanic není drahý (energie, webhosting), avšak pracovní náročný (SIMON a kol. 2010b, AOPK ČR 2013b, 2014). Menší nároky na denní péči mají ORP bez rozdělovacího objektu, jako je v současné době SORP protékající plným objemem průtoky Spálenického potoka.

10.2.4 Problémy na ORP – současný technický stav, opravy a vylepšení

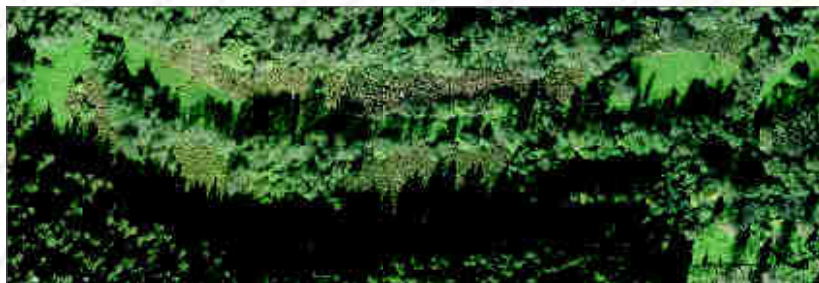
Péče o jednotlivé ORP je časově náročná a vyžaduje stálou přítomnost zodpovědné osoby v místě nebo alespoň v regionu. Zanedbání péče může mít fatální následky, jako například zkázu celé části



Obr. 139a. Přehled realizovaných ORP. Nejmenší SORP leží v nivě Blanice.



Obr. 139b. LORP se státní hranicí přerušovanou čarou.



Obr. 139c. ZORP – bez potravních stružek na Zachráněném potoce, zcela vlevo u nátoku do ramene boční tůň.



Obr. 139d. Pro srovnání část potravních stružek v povodí Sněžného potoka (Sněžný potok je na ortofoto vlevo pod stromy). Porovnání velikostí jednotlivých ORP ve stejném měřítku. Měřítko je shodné (zdroj: Mapy.cz, © Seznam.cz, a.s., © TopGis, s.r.o.).

populace v bočním rameni, jak k tomu došlo v zahraničí (vyschnutí ramene na řece Our v Lucembursku). Proto je potřebné přistupovat k budování ORP s vědomím nutného finančního a organizačního zajištění péče v dalších desetiletích a nezapomínat, že boční ramena jsou jen pomocným dočasným prvkem do doby revitalizace celého povodí.

10.2.4.1 Povodně a ORP

Velké povodně mohou způsobit škody jak na samotném zařízení ORP, tak na perlorodkách, které zde žijí. Pokud je ORP správně založen, dochází zpravidla jen k menším škodám. U bočních ramen se při povodních uplatňuje efekt hlavního toku, který svým plným korytem včetně rozlivu brání přítoku vody z bočního koryta. Tím se významně snižuje nebezpečí eroze v bočním rameni a vyplavení perlorodek. Částečné nebezpečí vzniká až po opadnutí povodňové vlny, kdy je do hlavního toku bočním ramenem sváděna voda z rozlivu v nivě toku. Menší povodeň je možné regulovat i správně konstruovaným nátokovým objektem.

Perlorodky žijící v ORP jsou při povodni ohroženy především množstvím sedimentů, které jsou nesený proudem, což je problém hlavně ORP Spálenecy potok (nejedná se o klasické boční rameno, je zbudován na přítoku). Při pohybu větších předmětů v korytě hrozí i mechanické poškození schránek. Vlivem silného proudu mohou být jak juvenilové, tak i dospělé perlorodky odneseny níže po proudu, kde mohou být pro život druhu již nevhodné podmínky. Vhodným řešením je vybudování záchranného objektu za ORP, odkud nemohou být perlorodky rozplaveny dále.

Velké povodně v posledních letech způsobily na dobře hydraulicky založených ORP obvykle jen malé škody. Například na počátku června 2013 povodí Blanice a Zlatého potoka prošla asi padesátiletá povodeň (Obr. 140a). Voda nesla velké množství vyplaveného písku, kmenů a dřeva. Na bočním rameni Odchovna u Spálenecy došlo k rozplavení kolonie a poškození dna – následně bylo podloží opraveno, nánosy odtěženy a kolonie znovu agregována. Příčinou problémů v dřívě stabilním refugiu, které dobře odolalo i tisícileté vodě v roce 2002, byla pravděpodobně těžká a pevně ukotvená lávka nízko nad tokem a dřevěný žlab také pevně ukotvený do břehů, které bránily volnému průtoku vzduté vody. Dříve zde totiž byly jen lehké neukotvené objekty, které vzdutá voda snadno odplavila, tudíž nedocházelo k podobným škodám na dně ramene. V roce 2013 se však unášené větve a kmeny vzpříčily a došlo k silné erozi dna včetně poničení nejcenější kolonie perlorodek. Po zpětném usazení této kolonie se již nepodařilo vytvořit srovnatelné biotopové podmínky. Dobrým řešením jsou proto paradoxně v záplavovém území takové příčné překážky nad korytem, které proud snadno odnese. Vždy se zachytí nedaleko ve vegetaci a mohou být snadno vráceny zpět. Oproti této lokalitě byly škody na SORP v roce 2013 jen malé. U ZORP došlo k nátrži břehu u nátokového objektu. Nátok do ZORP byl zcela odstaven, koryto prvku bylo však stále zavodněné průlinem vody ze Zlatého potoka (AOPK ČR 2014).

10.2.4.2 Vysychání ORP

V málo vodnatých povodích, která zejména v letních měsících trpí místy vysycháním, je problémem rychlé zazemňování potravních stružek, které je třeba pravidelně obnovovat. Při krátkodobém nedostatečném zavodnění potravních stružek se může snížit množství nebo kvalita vyplavovaného detritu, což vzhledem k přirozenému kolísání množství a kvality detritu v průběhu roku pravděpodobně nebude mít na perlorodky vliv. V případě, že dochází k vysychání hlavního toku, je nutné situaci bezprostředně řešit např. záchranným transferem. Pokud je příčinou vysychání narušený vodní režim, je v dlouhodobém horizontu vhodné situaci řešit celkovou revitalizací povodí. Pokud jsou příčiny

jiné, např. extrémní výkyvy počasí způsobené změnou klimatu, je potřebné na základě relevantních dat zvážit, jestli je daný biotop ještě vhodný pro život perlorodky.

V povodí Lužního potoka na LORP je kupříkladu obvykle už od počátku léta nedostatek vody a dochází k zazemňování potravních stružek. Většina stružek byla během posledních let upravena, obnoveno bylo i zanesené obtokové rameno u LORP.

V létě roku 2003 vyschlo koryto Bystřiny, takže bylo nutné provést záchranný transfer všech postižených perlorodek do LORP. Když kritická situace odezněla, byli všichni jedinci vráceni zpět na původní stanoviště (AOPK ČR 2007). Analogický přenos byl proveden v roce 2015. Lze tedy potvrdit, že ORP mohou spolehlivě fungovat jako refugia (útočiště) pro perlorodku za nepříznivých hydrologických podmínek.

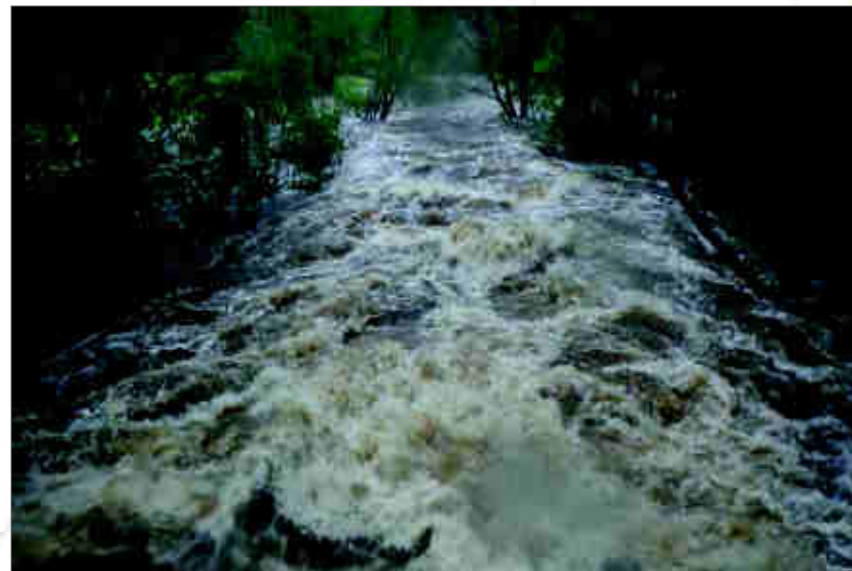
10.2.4.3 Vymrzání ORP

Další problém, který mohou meteorologické jevy způsobovat na ORP, je vznik vnitrovodního ledu v bočních ramenech (**Obr. 140b**). Při silných mrazech je proto nutné provádět pravidelné obhlídky v terénu, a pokud je to třeba, prosekávat led u nátokového objektu. Velmi silné ledové jevy byly zaznamenány v rameni Odchovna v zimě na přelomu let 2001–2002, jejichž působení se však díky včasnému zásahu obešlo bez úhynů perlorodek.

10.3 Zachytávání erozních splavenin

Nadměrný vnos písku a plavených jemných jílovitých částic do toku je způsoben většinou erozí po nevhodných melioračních úpravách drobných přítoků nebo budování drenážních příkopů. Zejména pro juvenilní stadia perlorodky to může být kritický faktor pro jejich přežívání. Hrubší částice, zejména písek, mohou ve větším množství zanášet i dospělé jedince, pevně usazené ve šterkovém dně. Tito jedinci ve snaze udržovat svůj filtrační aparát v kontaktu s tekoucí vodou často opustí své stanoviště a následně mohou být splaveni níže po proudu na méně vhodné místo. Pro juvenilní jedince jsou kromě písku nebezpečné i jemné jílovité plaveniny, které ucpávají intersticiální prostory ve dně a dramaticky tím snižují obsah dostupného kyslíku v říčním dně (hyporeálu). Poté, co bylo na řece Lutter v Německu zjištěno, že nadměrné vnosy plavenin a splavenin z drenážních příkopů jsou jednou z příčin problémů s přežíváním juvenilů v hlavním toku (v části roku, kdy se oralo, bylo jediným drenážním příkopem vnášeno do hlavního toku více než 1 m³ písku týdně), bylo překročeno k vybudování lapačů písku a dočišťovacích příkopů s mokřadními rostlinami na všech drenážních příkopech ústících do řeky i na jejich přítocích. Eroze orné půdy je nežádoucí i pro zemědělce, proto je zamezení vnosů splavenin často i v zájmu subjektů, hospodařících na zemědělské půdě v okolí toku. Vzorem pro opatření na zachytávání erozních splavenin jsou často přírodní prvky, které lze pozorovat v přirozených nivách (**Obr. 141**).

Tato drobná opatření mohou být zajišťována na větší ploše povodí zhotoviteli za předpokladu, že při jejich provádění nehrozí možnost negativního ovlivnění chráněného biotopu. V případě možnosti takového ovlivnění je nutné sledování toku před zásahem, v jeho průběhu a po dokončení s využitím automatického kontinuálního měření, spojeného s hlášením překročení kritických hodnot vybraných mezních ukazatelů. Vždy je nutné zajistit odborný dozor právníkem nebo fyzickou osobou se znalostí a doloženými praktickými zkušenostmi v ochraně oligotrofních povodí s výskytem perlorodky říční (SIMON a kol. 2010b).



Obr. 140a. Příklad problémových událostí na ORP. Padesátiletá povodeň na Blanici v r. 2013 (foto: Ondřej Spisar).



Obr. 140b. Vnitrovodní led v odchovném prvku s perlorodkami.



Obr. 141a. Zachytávání erozních splavenin přirozenými rozlivy. Přirozené rozlivy do sklizených luk v dolní části NPP Blanice velmi efektivně zachytávají kaly a jíl, aktivně zaplavovaná část při menší jarní povodni.



Obr. 141b. Již suchá pravidelně zaplavovaná část nivy, která nebrání sklizení sena v suché části roku.

10.3.1 Sedimentační tůň

Plaveniny a splaveniny je možné eliminovat pomocí lapačů splaveného písku, vytvořených na základě rozšířeného meandru a speciálního tvaru břehu. Výstavba tohoto zařízení je poměrně jednoduchá, jedná se o pouhé rozšíření a prohloubení drenážního příkopu nebo drobného přítoku tak, aby se průtok v tomto místě snížil a písek a hrubý organický materiál mohly sedimentovat a následně mohly být snadno odstraněny (Obr. 142). Pro správné navržení sedimentační tůně je potřeba znát rychlost proudění, průtok a přibližné množství materiálu, který je tokem nesen při zvýšených srážkových úhrnech. Toto opatření snižuje pohyb písku korytem hlavně při přívalových deštích a funguje jako prevence proti nadměrnému zanášení koryta. Objekt je nutné nejméně jednou ročně od naplaveného písku čistit, je ale vhodné provádět pravidelné kontroly při zvýšených srážkových úhrnech (ALTMÜLLER a DETTMER 2006, SIMON a kol. 2010b).

K sedimentačním tůňm na perlorodkových tocích je nutno poznamenat, že by se v každém případě mělo jednat o dočasná opatření – měly by plnit svou funkci pouze po dobu, než je odstraněn přímý zdroj eroze. Tím, že tyto tůně zachytávají všechny splaveniny, tedy kromě jílu a písku i organický detrit, který slouží perlorodkám jako potrava, by sice mohly eliminovat jednu příčinu ohrožení perlorodky, ale zároveň akcelerovaly jinou. Sedimentační tůně by tedy měly být budovány tak, aby plnily svou funkci zejména za zvýšených průtoků, kdy je vodou nesen převážně minerální materiál. V době normálních průtoků, kdy z potravně významných mokřadů a pramenišť odtéká organický detrit, je jeho zachytávání nežádoucí.

10.3.2 Vsakovací tůň

Jedná se o drobné uměle vytvořené sníženiny, ve kterých se zachytávají jemné i hrubé sedimenty z erodujících příkopů podél cest. Na rozdíl od sedimentačních tůň jsou to tůně boční, které neústí přímo do toku, a voda z nich se do toku vsakuje podloží. Odsedimentování nežádoucích splavenin je tedy velmi účinné i při vysokých průtocích.

10.3.3 Polopropustné přehrážky

Tyto přehrážky mohou být zároveň i jedním z typů oddělovacích prvků a často plní více funkcí najednou. Eroze jsou často postižena povodí s nevhodným zemědělským nebo lesnickým hospodařením na příkrých svazích, kde dříve docházelo k napřimování a dalším úpravám drobných vodních toků a budování odvodňovacích příkopů.

Při velkoplošných erozích, při kterých vznikají strže a dochází k vymílání, je nutné v první řadě řešit příčinu, tedy provést stabilizaci nebo celkovou stavební revitalizaci poškozeného koryta. V případě, že tato celková revitalizace není z nějakých důvodů možná, nebo po dobu než je tento proces dokončen, je stavba polopropustných přehrážek v kritických částech povodí (např. na přítocích nebo i v hlavním toku nad výskytem perlorodky) jednou z možností, jak zamezit nadměrnému vnosu splavenin do toku. Je potřeba orientovat se v hydrologických poměrech daného povodí a pokud možno mít přehled o tom, jak se příslušná část povodí chová při vysokých srážkových úhrnech – kudy vedou ronové rýhy a kudy proudí unášené sedimenty. Jen za těchto předpokladů je možné navrhnout stavbu polopropustných přehrážek na místech, kde to bude opravdu účinné.

V oligotrofních povodích s biotopem perlorodky říční **není vhodné používat pro tento účel vláknité geotextilie a jiné nepřírodní materiály** (jemná uvolňující se plastová vlákna by mohla



Obr. 142a. Zachytávání erozních splavenin sedimentační tůň. Sedimentační tůň pod obcí Zbytiny – v levé části obrázku je dobře patrné velké množství písku, zachycené tůň při zvýšeném průtoku, na pravé straně odtéká hlavní proud do vysokostébelné nivy, kde sedimentují jemné usazeniny (rok 2012).



Obr. 142b. Stejná tůň po stabilizaci erozí poškozeného koryta v horní části toku haťošterkovými oživenými válci, kdy byla voda vrácena zpět do původního koryta (rok 2016).

negativně ovlivnit vodní živočichy, kteří filtrují detrit z vody, včetně perlorodek). Problematické by mohly být i objekty z většího množství neodkorněné jehličnaté kulatiny a zelených větví jehličnatých stromů, ze kterých se ve vodním prostředí uvolňují fenolové látky. Nejlepším materiálem pro tento účel jsou plůtky z kulatiny, dvojité vrbové nebo vrbo-olšové zápleťové plůtky, vyplněné kamenivem (Obr. 143), případně samotné kamenné záhozy nebo hrázky z kamenů vyplněné zeminou nebo drnem. Při použití vrbových prutů navíc většinou dochází k jejich zakořenění a při vhodném oslunění obrážejí, stejně jako při jejich použití na rošty nebo pro zpevnění břehových nátrží. Přehrážka je stabilní, funkční a estetická. K vytvoření propustků skrze přepážku lze použít plastové nebo ocelové roury v úrovni dna (Obr. 144), zpevnění se provádí kamenným záhozem, pod rourou se strouha uzavře utemovanou zeminou s odnováním povrchu záhozu. Krátký úsek zatrubnění nezneškodňuje úživný detrit a nezmění teplotní poměry v toku ani neznemožní migraci (DORT a HRUSKA 2008).

Za normálního vodního stavu je přehrážka na toku průtočná, v případě zvýšení průtoku jí ale protéká jen část určená kapacitou trubky. Nadbytečný průtok se vzedme a vyběží určeným směrem. Zde protéká přes sérii obloukovitých drobných hrázek, dochází ke zpomalení rychlosti proudění a tím unášecí a erozivní síly proudu. Písek se pak ukládá na rozlivových plochách (VANIČKOVÁ a kol. 2016).

10.3.4 Drobná protierozní opatření

Mezi drobná protierozní opatření patří svedení vody zpět do koryta při nežádoucích rozlivech na přirozených drobných tocích, způsobených např. těžkou technikou při těžbě dřeva v místech, kde hrozí podmáčení hospodářského lesa nebo zemědělsky využívaných pozemků. Dále se jedná o méně rozsáhlé stabilizace koryta drobných toků kamennými záhozy, zeminou nebo vytěženými drny, zbylými při tvorbě stružek. Je možné použít vrbo-olšové rošty, vytvořené z prutů zbylých po prořezávkách (SIMON a kol. 2010b). Více k vrbo-olšovým roštům je uvedeno v kapitole 10.4.1.1.

Za drobná protierozní opatření lze v některých případech označit i drobné nestavební revitalizace, jako je ruční úprava směru drobných toků bez parcelní evidence (tzv. úprava vodních poměrů pozemku). Nejčastěji bývají takovéto úpravy realizovány jako prevence velkého zásahu vlastníka při podmáčení lesa, louky nebo cesty.

Při svedení vody do koryta a při ručních úpravách drobných toků se doporučuje provádět práce pokud možno na suchu, pak postupně vpouštět vodu, případně využívat možnosti vypuštění zakalené vody na luční porost (ŘEPA a kol. 2010).

10.3.5 Příklady konkrétních realizovaných opatření na zachytávání erozních splavenin

10.3.5.1 Velká sedimentační tůň na Zbytinském potoce

V letech 2004–2005 byla provedena revitalizace části Zbytinského potoka (pravostranný přítok Blanice) a Sviňovické strouhy (pravostranný přítok Zbytinského potoka) v délce přibližně 1 600 m. Během realizace revitalizačních úprav bylo vytrháno původní betonové opevnění koryta a dno nově vznikajícího koryta bylo upraveno pomocí kamenných prahů. Zpevnění břehu bylo řešeno výsadbou stromů. Jak ukazuje dlouhodobé sledování toku, byl v povodí již před revitalizací narušen splaveninový režim, přičemž snížení množství splavenin bylo jedním z důvodů prováděných úprav. Zvolená technologie revitalizace ale naopak vedla ke zvýšení množství jemnozrnných splavenin, vznikajících



Obr. 143. Hrázka tvořená dvojitým vrbovým oplůtkem a vyplněná uvnitř lomovým kamenem. Při vyšších vodních stavech voda částečně hrázku obtéká, částečně protéká skrz. Jemnozrné i hrubozrné splaveniny se zachytávají před hrázkou.



Obr. 144. Polopropustná přehrážka. Tato přehrážka je za normálního vodního stavu průtočná, v případě zvýšení průtoku ale protéká jen část určená kapacitou trubky. Nadbytečný průtok se vzvedne a vyběží určeným směrem. Trubka musí být stále zavodněna a bez proudového skoku, aby netvořila migrační překážku pro pstruhy.

v samotném korytě potoka, hlavně v době vyšších průtoků. Výrazně nepříznivě působilo vytrhání betonového obložení břehů bez převedení vody. Proudící voda ihned způsobila narušení celistvosti obnaženého dna a břehů a jejich vymílání. Před nástupem jarního tání nedošlo k přirozenému zpevnění břehů, proto jarní voda způsobila jejich další erozi.

Před zahájením revitalizačních úprav bylo v celém úseku pod revitalizací téměř 6 000 dospělých perlorodek s velice příznivým poměrem rozmístění jedinců v toku. Jednalo se celkem o tři stabilní kolonie, ve kterých se nacházelo 92 % populace. Po dvou letech od revitalizace se v koloniích nacházelo již jen 80 % populace, což jednoznačně ukazuje na jejich rozplavování z kolonií při hledání vhodnějšího biotopu. Sčítání v roce 2006 rovněž ukázalo na zvýšenou úmrtnost v řádu tisíců jedinců (odhadovaná úmrtnost byla 47 %), kteří buď zahynuli pod nánosy splavenin, nebo byli sneseni do nižších poloh, které již nesplňují biologické nároky druhu (SPISAR a SIMON 2006, AOPK ČR 2007).

V roce 2005 bylo přikročeno investorem k opatřením, která měla vnos splavenin do řeky snížit a nakonec jej zcela eliminovat. Pod provedenou revitalizační úpravou nad ústím Zbytinského potoka do Blanice byla vytvořena velká sedimentační tůň jako lapač hrubých sedimentů o celkovém objemu 15 m³ (Obr. 145). Na korytě byl zřízen kamenný filtr, umožňující trvalé zavodnění koryta. Většina průtoků byla převáděna přes tuto tůň, kde unášený hrubý materiál sedimentoval. Pod tůň byl realizován plošný rozliv do eutrofních tužebníkových lad, kde docházelo k sedimentaci jemnozrných částic a zároveň k částečnému odstraňování živin (rozliv do vegetace viz kapitoly 10.5 a 10.6, kde je uveden mezi oddělovacími prvky; jde o víceúčelové opatření). Význam vybudování této tůně byl dobře zdokumentován díky pravidelnému měření obsahu nerozpuštěných látek ve vodě (Obr. 146). V současné době se koryto Zbytinského potoka po revitalizaci již stabilizovalo, sedimentační tůň již není funkční a rozliv do vegetace byl zcela zrušen. Oblast bývalé tůně je v současnosti osídlena raným sukcesním stadiem mokřadní vegetace s malými ploškami volné hladiny a celkově jde o poměrně hodnotný biotop (Obr. 142b).

10.3.5.2 Sedimentační rozlivy na Lučním potoce

Pramenná oblast Lučního potoka (pravostranný přítok Zlatého potoka nad PR Miletinky), tzv. Poluči, je odvodňována několika přítoky Lučního potoka a tvořena mozaikou sklizených i nesklizených luk, pastvin, mokřadních lesů a mokřadů, která je velmi hodnotná z hlediska potravního zásobení perlorodky (SIMON a kol. 2010a). Zároveň se v části níže po proudu vytvořila vlivem eroze hluboká strž, která dosud není stabilizovaná a vzhledem k hydrologickým poměrům a sklonu svahu na některých místech povodí bude potřebné tuto strž uměle stabilizovat. Z erodované části Lučního potoka bylo při zvýšeném průtoku vyplavováno velké množství splavenin, zejména písku, jemnozrných jílovitých částic a částečně i štěrku, které se následně dostávaly do Zlatého potoka, kde sedimentovaly a znehodnocovaly tak biotop perlorodky.

V roce 2012 byly z těchto důvodů vybudovány takzvané sedimentační rozlivy (Obr. 147). Jedná se o soustavu poloprůtočných přepážek, rozlivů a sedimentačních prostor na toku, které při zvýšených průtocích vybízejí část vody. Zpomalením proudění přes sérii bočních hrázek dochází k sedimentaci hrubých i jemných částic. Opatření bylo realizováno jako dvě akce: nestavební na pozemku AOPK ČR a stavební na pozemku Lesů ČR. Během vyšších letních průtoků v roce 2012 došlo k ověření funkčnosti realizovaného opatření na pozemku AOPK ČR. Během prvních dvou let od vytvoření rozlivů bylo takto zachyceno přibližně 80 m³ materiálu již ve vzdálenosti cca 1 km od pramene.

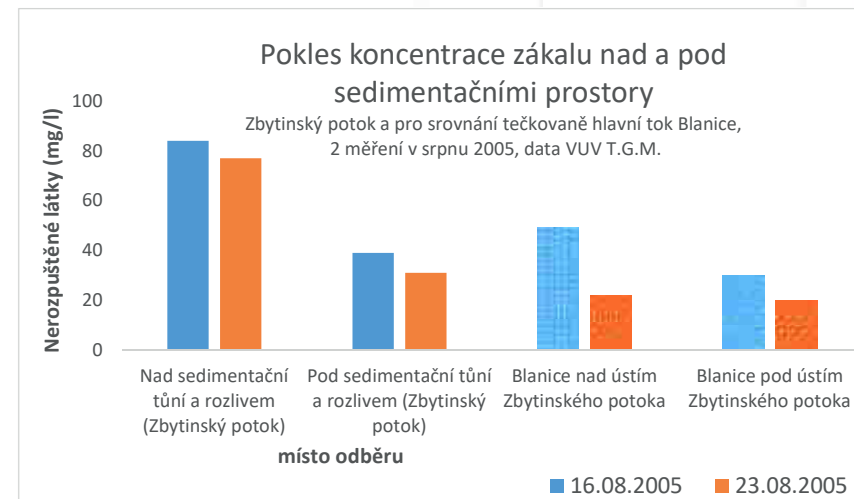
V roce 2015 byly rozlivy upraveny na základě získaných zkušeností z provozu, aby lépe vedly vodu do bočních rozlivných ploch, stabilizovaly se nátoky, obnovila se a navýšila retenční kapacita (AOPK ČR 2013a, VANÍČKOVÁ a kol. 2016). V současné době je plánována revitalizace erodujícího úseku Lučního potoka, v roce 2016 byla vypracována studie proveditelnosti (BELECO 2016).



Obr. 145a. Revitalizační úpravy nad ústím Zbytinského potoka do Blanice. Velká sedimentační tůň na Zbytinském potoce v roce 2005.



Obr. 145b. Na sedimentační tůň na Zbytinském potoce navazující volný rozliv do vysokostébelné nivy s chrsticí a tužebníkem. Tůň zachycovala písek a rozliv naopak část jemných jílových částic. Sediment z tůně musel být opakovaně odstraňován pomocí bagru.



Obr. 146. Graf znázorňující pokles koncentrace jemných plavenin nad a pod sedimentační tůň a rozlivem na Zbytinském potoce a ústím Zbytinského potoka do řeky Blanice. Efekt vybudování tůně a sedimentačního rozlivu pod revitalizací Zbytinského potoka byl dobře dokumentován při dvou letních bouřkách v roce 2005, kdy byl naměřen výrazný pokles koncentrace jemných jílových sedimentů v toku. Písek transportovaný po dně tímto měřením zachycen není. Technicky náročné měření množství písku dosud v ČR nikde neprobíhá. Je však připravováno od roku 2018 na přítocích Vltavy v NP Šumava.

Nutné je zdůraznit, že se jedná jen o přechodná revitalizační opatření do doby celkové revitalizace erozních poloh v povodí. Pak by mělo být koryto otevřeno se zachováním plného průtoku. Rozlivová pole s hrázkami je však žádoucí zachovat pro případ potřeby budoucího využití (např. po dobu stavebních prací, úprav komunikací apod.), kde hrozí větší produkce splavenin. V takovém případě lze opět koryto snadno napojit na rozlivová pole.

10.3.6 Sledované a vyhodnocované parametry při realizacích protierozních opatření

Realizovaná opatření byla empiricky ověřena jako dobře účinná. V budoucnu bude potřebné přesnější monitorování jejich efektu v měřitelných veličinách. Nezbytné je zejména měření fyzikálně-chemických parametrů (konduktivita, pH, obsah dusičnanů, fosforečnanů, vápníku) v době zvýšeného průtoku i zákalů, monitoring množství odtěženého materiálu při čištění sedimentačních prostor a vnosů do hlavního toku pod opatřeními.

Publikované údaje jsou dostupné například z měření nad a pod sedimentační tůň a rozlivem ve Zbytínách. V rámci realizace záchranného programu (AOPK ČR 2013a) byly měřeny některé parametry i v souvislosti se sedimentačními rozlivy na Lučním potoce.

Pokud potok, na kterém byly prováděny úpravy, ústí přímo do perlorodkového toku nad výskytem perlorodek nebo se nachází dokonce nad kolonií, je vhodné provádět také bioindikační sledování, např. pomocí Buddensiekových destiček, které dobře indikují i krátkodobé zákal (podrobněji viz kapitola 7).



Obr. 147a. Technická realizace opatření na Lučním potoce v povodí Zlatého potoka. Rozliv těsně po dokončení stavby (zřetelná je plastová trubka převádějící celý běžný průtok a využití kokosových rohoží).



Obr. 147b. Opatření na Lučním potoce v povodí Zlatého potoka při povodni.



Obr. 147c. Opatření na Lučním potoce v povodí Zlatého potoka po opadu vysoké vody – hrubší písek se ukládá v trase koryta, jemnější sediment na bocích (mimo záběr).



Obr. 147d. Podobné místo jako (a) po průchodu několika povodní (po kterých následovalo vyčištění okolí trubky) a zapojení vegetace.

10.4 Stabilizace erozních strží a erozí poškozených koryt

Jak bylo uvedeno v kapitole 10.3, vnos splavenin je velkým problémem pro úspěšné přežívání perlorodky. **Erozní výmoly a strže se stávají dlouhodobým zdrojem splavenin**, produkovaných jednak vymílací silou vody při zvýšených průtocích, ale často i vlivem mrazové eroze příkrých svahů strží nebo neprokořeněných břehů. Ty během zimy mráz ve vlhkých místech hluboko rozruší a při oblevách se pak sesouvají celé bloky zeminy do koryta. Proudící voda poté zeminu transportuje tokem. K dosti silné mrazové erozi dochází i u normálních lichoběžníkových koryt povrchových lesních odvodňovacích příkopů, které byly vyhloubeny v pramenných polohách, pokud jejich břehy prostupuje povrchová voda. Rozsáhlejší síť odvodňovacích lesních příkopů v pramenné oblasti pak může na jaře splaveninami zaplnit celý průtočný profil potoka tak, že voda i za setrvalého průtoku vystoupí až k břehové hraně, kterou podmáčí. Podmáčené břehy se postupně zhortí a tento nový přísun splavenin je opět vodou transportován dále, až do hlavního toku. Dochází tak k přímým i následným erozním škodám na dlouhých úsecích toků s dlouhodobým negativním vlivem na chráněný biotop a populace (SIMON a kol. 2010b). Nad místy výskytu perlorodek je proto v některých případech potřeba erozní strže nebo části koryt dočasně stabilizovat nebo vhodným opatřením napomoci přirozené stabilizaci (např. prokořeněním břehů).

10.4.1 Typy opatření

10.4.1.1 Vrbo-olšové rošty

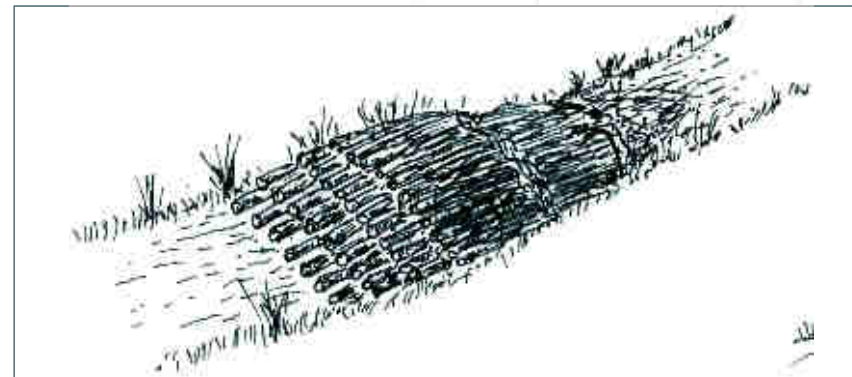
Pro revitalizaci erodovaných povrchových příkopů a zahloubených částí napřímených koryt je vhodné vkládat v určitém odstupu do koryta filtrační objekty, schopné zadržovat splaveniny a současně tím postupně vyvyšovat dno.

V oligotrofních povodích s biotopem perlorodky říční **není možné používat pro tento účel plastové vláknité geotextilie, objekty z většího množství neodkorněné jehličnaté kulatiny a zelených větví jehličnatých stromů** (možné problémy viz kapitola 10.3.3). Nejlepším řešením je proto zřizování **vrbo-olšových roštů**, kombinovaných podle potřeby s **kamennými záhozy** (Obr. 148). Výšku a rozstup vrbo-olšových roštů je nutné odvodit od sklonu svahu tak, aby došlo ke snížení relativního spádu a dobrému ukládání splavenin.

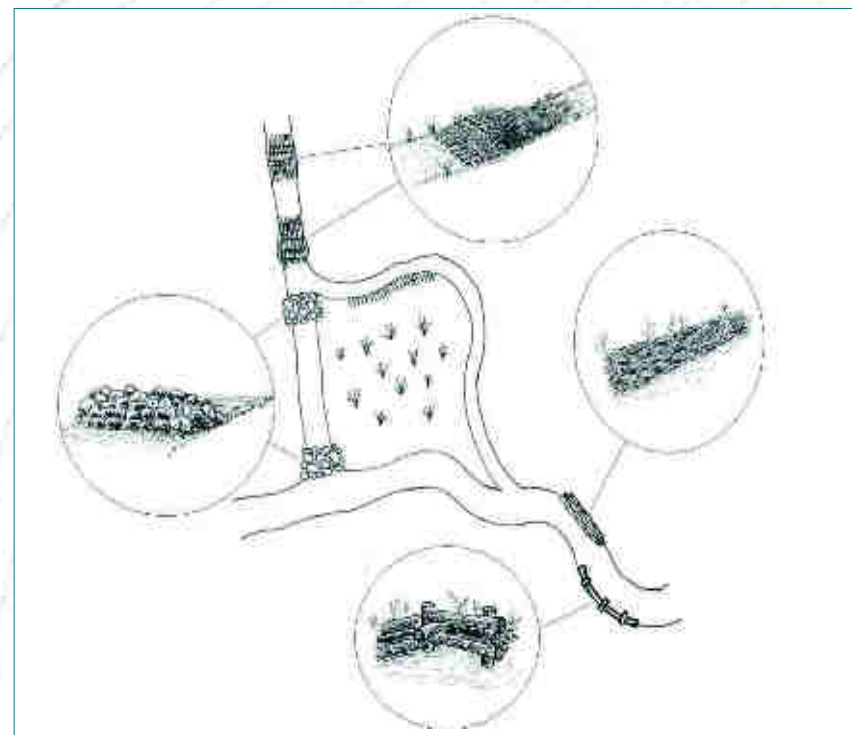
U silněji erodovaných koryt je vhodné tok revitalizovat v několika etapách, kdy se spojuje prosvětlování nadměrného zástinu sukcesních porostů v prameništích s využitím prořezávek dřevin na stabilizaci koryt (DORT a HRUŠKA 2008).

10.4.1.2 Částečně protékaná uzávěra strže z kamene

Časté jsou i případy, kdy dojde k erozi umělého koryta vyhloubeného ve svahu, které však vybočuje v část nebo i v celé trase z přirozené údolnice s původním přírodním korytem. V takovém případě je nejlepším řešením vyvedení vody ve vhodné poloze z erodovaného koryta do přirozené údolnice a její zavedení do původního nebo nově zřízeného mělkého koryta (Obr. 149). Současně je nutné provést zasazení erodovaného koryta kamennými záhozy s případným využitím drátokamenných technologií s netoxickou protikorozií úpravou. Často lze k tomuto účelu využít starých kamenných snosů, pokud neplní v krajině jiné důležité funkce. Kamenné uzávěry jinak již bezvodého koryta jsou schopné propouštět vodu při srážkách a tání sněhů, zadržují však převážnou část splavenin.



Obr. 148. Vrboolšový rošt – zához návodní strany filtru zeminou a kamenem. Záhozový materiál se získá odebráním z příkrých stěn strže. Prokládána rovnánina z vrbových a olšových kmínků a větví (kresba: Michal Bílý).



Obr. 149. Příklad kombinovaného opatření stabilizace erozí poškozeného koryta. Vrbo-olšové rošty, kamenné částečně protékané uzávěry a vyvedení vody z erodovaného koryta (kresba Michal Bílý).

Mrazová eroze postupně zbortí příkré svahy strží, dochází k samovolnému postupnému sesvahování a po nástupu vegetace i k přirozenému zpevnění zeminy. Vyvedení vody z erodovaného koryta je možné i jejím odvedením mělkým korytem do jiné blízké přirozené údolnice. Pokud však tento postup není možný a vodu je potřeba nadále převádět na delší trase erodovaným korytem, je nutné alespoň v jeho dolní části v dostatečné vzdálenosti od hlavního toku toto koryto uzavřít a odtok vybočit po vrstevnici do mělkého koryta. V břehu tohoto koryta, situovaného níže po svahu, se upraví kamenem dostatečně široký přeliv vyšších průtoků do vegetačního filtru, jehož účinnost lze případně zvýšit vytvořením několika pod sebou ležících průlehů, ve kterých budou zadržovány splaveniny z dosud nedostatečně stabilizovaného koryta. Každé takovéto opatření musí být prováděno na základě podrobně zpracovaného projektu a pod dozorem příslušného OOP (DORT a HRUŠKA 2008). Veškeré práce by měly být pokud možno realizovány na sucho, pak by se měla postupně vpouštět voda a měly by se používat odkalovací jímky (nabízí se např. možnost vypouštění zakalené vody na luční porost s malými šterkovými jímkami; ŘEPA a kol. 2010).

Nejvhodnějším způsobem, jak kamenné uzávěry vytvořit, je pouhé skládání kamenů tzv. na sucho, bez použití pojivového materiálu, případně za použití místního jílu nebo hlíny. V perlorodkových tocích obecně je nutné **vyvarovat se použití cementové malty a podobných materiálů v kontaktu s vodou**, vzhledem k vyplavování vápníku a následné zvýšené zátěži perlorodky tímto prvkem.

10.4.1.3 Haťošterkové oživené válce

Ke stabilizaci erodujících koryt (Obr. 150a) obvykle dobře poslouží haťošterkové oživené válce. Při větším poškození lze také úspěšně využít srubové oživené konstrukce z vrb, instalaci živých kmenů nebo opevnění z lomového kamene (oživené i neoživené). Tato opatření jsou podrobněji popsána v kapitole 10.5. „Oživené“ je v tomto kontextu používáno jako obsahující živé, zejména vrbové pruty nebo kmeny, které při dostatečném zavodnění zakořeňují a obrůstají, čímž stabilizují břehy.

Haťošterkové válce (Obr. 150b, Obr. 151c) jsou tvořeny z obalu z vrbového kletu se šterkovou nebo kamennou výplní. Vrbové pruty je možné získávat i z vrb k tomu účelu pěstěných v prutnicích. V maloplošných i velkoplošných chráněných územích je ale vždy vhodnější využít vrby, jež se přirozeně vyskytují v dané lokalitě. Průměr válců je 800 – 1000 mm. Klestový obal má tloušťku nejméně 150 až 200 mm. Výplň je z říčního šterku s maximálním obsahem písku 20 %. Válce se zhotovují v libovolných délkách. Stahují se dvojnásobným ovinutím páleným drátem o průměru 3–4 mm ve vzdálenostech po 0,5 m. Konce válců musejí být uzavřeny proutím tak, aby se výplň nevysypala. V rychle proudící vodě se ukládají podél předem zatlučených kůlů. Pod válce je vhodné vytvořit lože z mocné vrstvy větvi. Klest má být živý, z vyzrálých nezaschlých prutů bez poškození kůry a pupenů. Pro haťošterkové válce (a případně i další opatření, kde se využívá vrbového proutí, jako jsou zápletové plůtky, vrbové krytiny a haťové válce) jsou vhodné dlouhé nevětvené pruty o délce 2 m a o průměru 20–40 mm. Kratší pruty mohou být použity do oživených srubů, rovnanin a záhozů (TNV 75 2103).

10.4.2 Příklady konkrétních realizovaných opatření, jejich popis a funkce

Stručný souhrn významnějších revitalizačních opatření realizovaných v souvislosti se Záchraným programem pro perlorodku říční uvádí **Příloha 22**.



Obr. 150a. Zpevnění erodujícího koryta haťošterkovým válcem. Erodující koryto Blanice.



Obr. 150b. Obrostlý haťošterkový válec po první vegetační sezóně ve Zbytinách (podrobněji viz Příloha 23).

10.4.2.1 Haťošterkové oživené válce na Zbytinském potoce pod Zbytínami

V souvislosti s nevhodným způsobem provedení revitalizace Zbytinského potoka a Sviňovické strouhy (viz kapitola 10.1.3.1) docházelo v letech po revitalizaci k masivní boční erozi koryta Zbytinského potoka (**Obr. 151a, b**). Kromě opatření na zamezení vnosů splavenin do hlavního toku řeky Blanice bylo v březnu roku 2006 navrženo zpevnění nejkritičtějších míst haťošterkovými válci ke zmírnění boční eroze. V dalších letech se erodované břehy díky realizovanému opatření zcela zpevnily a v současné době již není patrný rozdíl mezi přirozeným mladým břehovým porostem a umělým zpevněním poškozeného koryta haťošterkovými válci. Po deseti letech je ovšem třeba konstatovat, že mladým břehovým porostům nebyla po realizaci opatření věnována již žádná péče a že by bylo vhodné rozvolnit vrbový porost prořezávkou a odstranit část výhonů směřujících do průtočného profilu. Získaný živý klest pak bude vhodný k použití na další oživené haťošterkové válce. Detailní fotodokumentaci vývoje celé revitalizace haťošterkovými válci na Zbytinském potoce uvádí **Příloha 23**.

10.4.2.2 Sledování vegetačních prvků

Haťošterkové válce v prvních letech po realizaci nepotřebují žádnou údržbu. Protierozní efekt je patrný okamžitě po instalaci a postupně se zakořeněním a obrůstáním vzniká břehový vrbový porost. Po 3–6 letech je nutné místa zkontrolovat. Většina břehových válců nepotřebuje údržbu (**Obr. 152a**), je ale možná probírka pro získání klestu na další opatření. Pokud některé výhony zasahují přímo do průtočného profilu při běžných průtocích, je nutné je vyřezat (**Obr. 153**). Ve většině případů spodní výhony odumírají vlivem zastínění a koryto se samo pročistí (**Obr. 152b**).

Při zakládání nových válců je nutný pečlivý dozor, aby bylo použito skutečně živé proutě z druhů vrby, které v daném místě mohou dále růst. V případě nouze postačí i 50% zastoupení živého klestu.

10.5 Stabilizace cenných meandrů

Meandrující vodní toky představovaly v historii běžný prvek v krajině. Přirozená dynamika meandrujících toků v širokých údolních nivách spočívá v procesu prohlubování, protrhávání a vytváření nových meandrů. I další přirozené procesy, jako korytotvorná činnost hlavního toku nebo eroze přírodních bystřinných koryt přítoků, jsou pro existenci průtočného prostředí říčního dna velmi důležité a tento biotop přímo vytvářejí. Vzhledem k tomu, že perlorodkové toky se obvykle nacházejí v maloplošných nebo velkoplošných chráněných územích (CHÚ), měly by mít tyto přirozené procesy z logiky věci „zelenou“ a protrhávání meandrů by mělo být i nadále přirozenou součástí této říční krajiny.

Vzhledem k tomu, že hlavním předmětem ochrany je v těchto CHÚ právě perlorodka říční, může být v některých případech **zájem ochrany tohoto druhu nadřazen ochraně přirozené říční dynamiky**. Proto je v odůvodněných případech přikročeno ke stabilizaci konkrétních ohrožených meandrů vhodnými postupy. Může jít např. o **nestabilní cenný meandr nad kolonií adultních perlorodek, záchytné meandry pro jedince nedobrovolně splavované tokem, úseky toku v reprodukční části biotopu, kde je účelné vytvářet vhodné polohy k osídlení hostitelských ryb glochidiemi** (parazitickými stadii mladých perlorodek), nebo můžou k těmto důvodům přistupovat i důvody další, zejména pokud jde např. o hraniční toky.



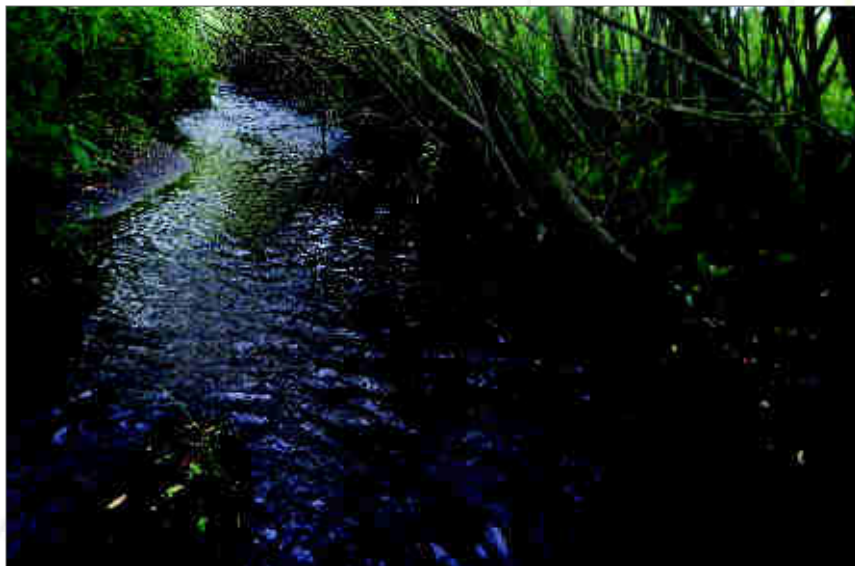
Obr. 151a. Průběh revitalizace na Zbytinském potoce. Vytrhání celoplošných panelů a ponechání nepřirozeně zahloubeného koryta na Zbytinském potoce na podzim 2004 vedlo k nadměrnému vnosu splavenin do hlavního perlorodkového toku Blanice.



Obr. 151b. Eroze nepřirozeně kapacitního obsáhlého koryta vlivem bouřkových průtoků v srpnu 2005.



Obr. 151c. Metrová postupující eroze stabilizovaná haťošterkovým oživeným válcem v listopadu 2006 (více fotografií viz Příloha 23).



Obr. 152a. Příklad haťošterkových válců nevyžadujících údržbu. Stav oživených haťošterkových válců 10 let po založení (800 m n. m.), čistý průtočný profil, mladé kmínky se drží vzpřímeně.



Obr. 152b. Nizko položené větve jsou už suché, zásah není nutný.



Obr. 153a. Příklad haťošterkových válců vyžadujících údržbu. Vyvrácené kmínky, zasahující do průtočného profilu, je nutno vyřezat.



Obr. 153b. Detail místa kde ležel válec – veškerou protierozní funkci převzal hustý břehový porost ze zakořeněných vrbových prutů (*Salix fragilis*).

10.5.1 Možnosti při stabilizaci meandrů

Stabilizace cenného meandru, kterému hrozí protržení, je obvykle poměrně velký zásah do toku, kterému předchází zpracování projektové dokumentace. Podstatná je zde spolupráce příslušného správce toku a orgánu ochrany přírody (který má přehled o ohrožených koloniích perlorodky, zajišťuje pravidelná terénní šetření a dlouhodobý plán péče o danou lokalitu a vydává potřebné výjimky ze základních ochranných podmínek zvláště chráněných druhů). Pokud jde jen o práce v samotném korytě a břehové linii, není nutné úpravy řešit s vlastníky okolních pozemků s výjimkou zajištění přístupu k meandru a vjezdu techniky. Pokud realizace stabilizace meandru vyžaduje dočasné převedení vody, je naopak dohoda s vlastníky pozemků nutná. Stejně jako u ostatních zásahů přímo v korytě nad výskytem perlorodky je třeba dbát na to, aby se příliš nezvyšoval vnos sedimentů do toku, tedy zejména vyloučit přejezdy techniky přes hlavní tok.

Proto je vždy, když je to možné, lepší problému předcházet vhodnější a průběžnou péčí o břehový porost. Na potocích (v závislosti na jejich velikosti) se obvykle jedná o zásahy malého rozsahu i menší složitosti (pokud se nejedná o hraniční tok).

10.5.1.1 Živé srubové konstrukce z vrb

Dřevěné sruby jednostěnné (**Obr. 154a**) jsou tvořeny podélnými kulatinami o průměru 100–300 mm, připevněnými k pilotám o průměru 160–180 mm, a zakotveny za stěnou. Piloty jsou spojeny v sedlech v podélných kulatinách. Líc stěny má zpravidla sklon 5 : 1. Je potřeba použít lokální vrbovou kulatinu. Vnitřní prostor za srubovou stěnou je vyplněn místním lomovým kamenem (nutný je atest na vyluhování Ca a toxických prvků!), v lepším případě kamenem získaným přímo na místě stavby. Mezi podélné kulatiny jsou ukládány klínové kameny s širším rozměrem uvnitř skříňe. Koruna stěny se provádí z vybraných kamenů vzájemně uklínovaných (modifikováno podle TNV 75 2103). Na menších tocích se použije přiměřeně zjednodušená konstrukce.

10.5.1.2 Instalace živých kmenů

Polovyvrácené vrby s obrostem nových větví představují vynikající živý vegetační prvek využitelný pro stabilizaci nárazových břehů meandrujících toků v polohách, kde je přirozená dynamika toku nežádoucí. Kmeny jsou pevně usazeny a zakolíkované do paty břehu a jejich silné větve jsou zabudovány dostatečně daleko a hluboko do břehu.

K vegetačním úpravám se také využívají dlouhé vrbové pruty o tloušťce 3–5 cm. Ocelovým průbojníkem jsou nejprve kolmo do břehu v úrovni setrvalé hladiny vytvořeny otvory do hloubky 0,5 až 1 m, do kterých jsou zatlačeny zahrocené živé vrbové pruty silnějším koncem. Poté jsou pruty po ohnutí nahoru svými vrcholy stejným postupem zatlačeny do šikmých otvorů, vytvořených opět průbojníkem střídavě do břehu v pásu širokém 1 m, nejméně však 0,5 m od okraje břehu. Vrbové pruty většinou zakoření na obou stranách a nové větve vyrážejí z ohybů. Část těchto nových prutů je vhodné po čase opět ohnout a zasadit do břehu. Takto lze vytvořit silně prokořeněný převíslý břeh, odolávající i vysokým průtokům. V místech se silnějším proudem je vhodné do paty břehu uložit velké kameny nebo zde usadit silnější kmen dobře přichycený kůly do dna a břehu (SIMON a kol. 2010b).



Obr. 154a. Živé srubové konstrukce z vrb. Detailní pohled na oživenou srubovou konstrukci z vrbovým járem – vrbové kmeny proložené lomovým kamenem.



Obr. 154b. Celkový pohled na obrostlou srubovou konstrukci z vrb po jedné vegetační sezóně.

10.5.1.3 Opevnění z lomového kamene (oživené i neoživené)

Kamenný pohoz a zához je nejběžnějším způsobem zpevnování břehů vodních toků u nás (**Obr. 155**). Kamenný pohoz se skládá z kamenů do hmotnosti 200 kg, pro kamenný zához se užívají balvany o hmotnosti 200 kg a více. Kamenným záhozem se stabilizují břehy se strmým sklonem. Často se kamenný zához užívá pouze v patě svahu, zatímco výše ve svahu nad hladinou vody se břeh zpevní kamenným pohozem. V oligotrofních povodích s výskytem perlorodky říční je vždy nutné použít místní kámen, u kterého nehrozí škodlivé vyluhování v těchto vodách s velmi nízkou vodivostí. **Neoživený zához nebo pohoz není v perlorodkových tocích příliš vhodný, regenerace břehů do přírodě blízkého stavu trvá velmi dlouhou dobu, břehy nejsou prokořeněné příbřežní vegetací a neposkytují tak vhodné úkryty pro hostitelské ryby.** Detaily technického provedení stanovují ČSN 72 1800, ČSN 72 1860 a ČSN 72 1151. Pohoz je možné provádět i z říčních oblázků, valounů, popřípadě jiných materiálů, vždy striktně místního původu.

Oživený zához se vytváří obdobně jako neoživený s tím, že se mezery mezi kameny vyplňují štěrkem a zához se prokládá kolmo ke svahu vrbovými pruty (svazky vrbových prutů) o minimální délce 0,5 m. Tlustší konce prutů musí směřovat do trvale vlhké vrstvy břehu. Průměr prutů je 30–40 mm. Vhodnější je zához ukládat na vrbovou podestýlku, pak není nutné jej prokládat pruty kolmo ke svahu. Při vytváření oživeného pohozu se pohoz ukládá na podestýlku z klestu (modifikováno podle TNV 75 2103). Oproti záhozu a pohozu, který nezbytně vyžaduje přístup těžké techniky, **je v povodích s perlorodkou říční na středních a menších tocích obvykle vhodnější použít na místě**



Obr. 155. Opevnění meandru z lomového kamene, provedené při nutné stabilizaci břehu nad příčným stupněm zavodňujícím boční rameno v místě Odchovny Spálenec.

sestavený oživený haťostěrkový válec (viz kapitola 10.4.1.3). Zásadní je vždy správná práce s živým klestem, která musí být pečlivě kontrolována.

10.5.1.4 Zprůchodňování vodotečí a čištění meandrů od zátarasů

Preventivním opatřením proti poškození cenných meandrů a problematických partií toku je jednoznačně odstraňování zátarasů a celkově zprůchodňování vodotečí v místech, kde dochází k hromadění plaveného dřeva a dalšího materiálu v korytě. Práce je vhodné provádět ručně nebo za pomoci lehké mechanizace (**Obr. 156**).

Obdobně jako u stabilizace meandrů je nutné těmto situacím pokud možno předcházet a odstraňovat klíčové prvky budoucího zátarasu (obvykle velké kmeny) před utěsněním bariéry jemnějším materiálem. Tím se předejde i vzniku rozsáhlých akumulací jemných sedimentů v nadjezí zátarasu. Preventivní zásah však často není možný u zátarasů vzniklých jednorázově při povodni. Těm lze však předcházet selektivním managementem mrtvého dřeva na úseku toku nad kritickým místem, např. odstraňovat nebo retardovat transportovatelné kmeny a jejich části, jak jej popisují metodiky Koženeho a kol. (2011, 2012).

10.5.2 Příklady konkrétních realizovaných opatření, jejich popis a funkce

10.5.2.1 Zpevnění meandru Blanice pod elektrovodem

V roce 2009 bylo provedeno operativní technické opatření na stabilizaci meandru pod elektrovodem v hlavním toku Blanice, kde břehová eroze po průchodu povodňových vln ohrožovala stabilní kolonii perlorodek. Stabilizační konstrukce ale bylo nutné opakovaně udržovat, např. v roce 2012 došlo v důsledku vyšších průtoků k rozebrání části zátarasu, proto bylo v roce 2013 přikročeno k celkovému zpevnění meandru Blanice a pročištění odlehčovacího koryta (**Obr. 157**; SIMON a kol. 2010b, AOPK ČR 2014). Meandr je po třech letech od realizace již stabilizovaný (**Obr. 158a**), bohužel se neuchytila většina vrbových řízků (**Obr. 158b**; vhodnější je vždy vrbová podložka, viz text výše), které měly břeh lépe zpevnit kořenovým systémem. V budoucnu by proto bylo dobré sledovat, jestli se uchytily alespoň náletové vrby. Chybějící břehový porost a písčité břehy by mohly při povodni způsobovat problémy s nadměrným vnosem splavenin a opětovným narušením břehu.

10.5.2.2 Zpevnění meandru Blanice pod ústím Tetřívčího potoka

Další zpevnění kritického meandru bylo provedeno v roce 2014 pod ústím Tetřívčího potoka. Už v roce 2010 se začala otevírat stará ucpávka v místě, kde byl kdysi pokusně vybudován prvek/stružka. Postupně se průsak zvyšoval, až se na jaře 2011 řeka do stružky přeložila (AOPK ČR 2013b). V roce 2012 musel být proveden záchranný transfer perlorodek z původního koryta Blanice.

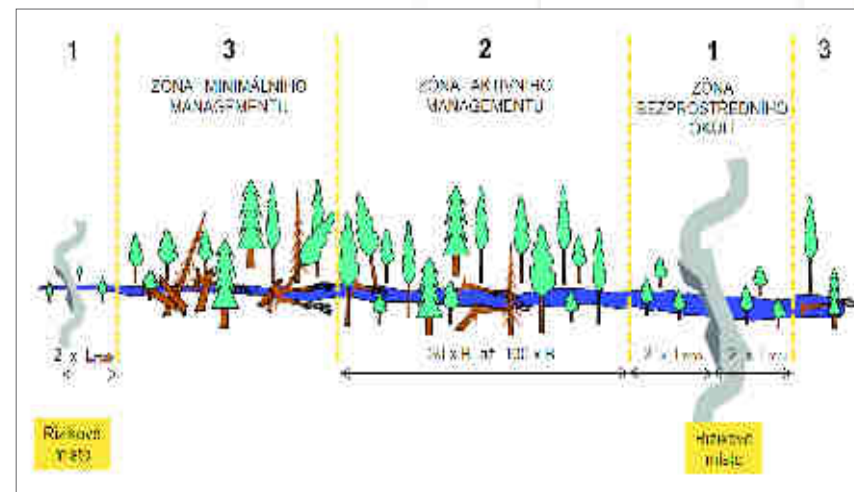
V roce 2014 bylo přikročeno k opravě meandru ve spolupráci AOPK ČR a Povodí Vltavy. Vzhledem k tomu, že bylo nutné využít i těžkou mechanizaci, byl vykácen příbřežní porost. Původní meandr byl zpevněn masivním kamenným záhozem a nové, zkrácené koryto v místě pokusné stružky bylo zaslepeno (**Obr. 159**). Následně byla realizována výsadba nových dřevin. V tomto případě by pravděpodobně drobná dlouhodobá preventivní péče bývala mohla zabránit pozdější nutnosti realizovat nákladnou stabilizační stavbu.



Obr. 156a. Příklad zprůchodňování vodotečí. Odstraňování zářarasu, ohrožujícího cenný meandr nad Odchovnou Spálenec.



Obr. 156b. Obnažené sedimenty po odstranění zářarasu.



Obr. 156c. Schéma provádění selektivního managementu pro prevenci vzniku zářarasu (kritické místo může být most nebo zúžení toku), podle KOŽENÝ a kol. 2012..



Obr. 157. Zpevnění Meandru pod elektrovedem na hlavním toku Blanice – lokalita a rozsah prací (zdroj: Mapy.cz, © Seznam.cz, a.s., © TopGis, s.r.o.).



Obr. 158a. Zpevnění Meandru pod elektrovodem na hlavním toku Blanice nad kolonií perlorodek. Pohled na stabilizovaný meandr (jaro 2016).



Obr. 158b. V současnosti je celkově Meandr již stabilní, i když většina vrbových řízků se neuchytila.

10.5.2.3 Hlavní tok Blanice – oprava meandru u Arnoštova

Za účelem omezení nežádoucí eroze byla v roce 2012 provedena oprava nátrže v meandru Blanice, vzniklé při povodni 2002. Nátrž se přiblížila na tři metry k bývalému náhonu, plnému bahnitých, silně eutrofních sedimentů. Při protřžení náhonu by do řeky unikly sedimenty s obsahem sírovodíku a dalších škodlivin. Břeh byl zpevněn haťošterkovými válci, překrytými zeminou, a vysvahován. Nejexponovanější část břehu byla následně zpevněna rohožemi (AOPK ČR 2013b).

10.5.3 Parametry sledované a vyhodnocované v souvislosti se stabilizací meandrů

Vzhledem k tomu, že se v případě zpevnění meandrů často jedná o rozsáhlé stavební úpravy, realizované správcem toku na základě vodoprávního povolení, je v průběhu realizace opatření **potřebné sledovat základní fyzikálně-chemické parametry vody včetně teploty a konduktivity, v případě nutnosti zákal vody a nitrátovou zátěž**. Také je potřeba přihlídnout k tomu, že úpravy se většinou dějí na hlavním toku nad výskytem perlorodek, **takže lze očekávat přímý vliv úprav na perlorodku a její biotop**. Měření fyzikálně-chemických parametrů, v nejlepším případně kontinuální (např. s využitím sondy pro kontinuální měření konduktivity), nad a pod místem provádění zásahu může podchytit případné nevhodně použité materiály, jako je kamenivo s vyšším obsahem vápníku, než je jeho přirozená hodnota v perlorodkovém vodním toku. Při kontinuálním měření konduktivity lze také zaznamenat přestupky proti technologické kázni, např. při pohybu mechanizace v toku nebo v jeho blízkosti. Cenné meandry se ze své podstaty nacházejí v místech s výskytem nebo nad výskytem perlorodky, proto je vhodné v průběhu stavebních prací provádět také **bioindikační sledování pomocí juvenilů**. Možné postupy jsou uvedeny v kapitole 7 o bioindikacích a základní přehled bioindikačních testů uvádí **Příloha 24**. Ze stejného důvodu je potřebné, aby byly v průběhu prací v pravidelných intervalech přímo kontrolovány perlorodky, které se pod místem realizace vyskytují.



Obr. 159a. Zpevnění meandru pod ústím Tetřívčího potoka. Ortofoto v roce 2012 před zpevněním (zdroj: Mapy.cz, © Seznam.cz, a.s., © TopGis, s.r.o.)..



Obr. 159b. V roce 2015 po zpevnění (zdroj: Mapy.cz, © Seznam.cz, a.s., © TopGis, s.r.o.)..

Když je opatření dokončeno, je vhodné při pravidelných obchůzkách (a také po silných deštích a povodňových událostech) kontrolovat stav meandru, zejména v prvních letech po realizaci. Většinou se jedná o velmi exponovaná místa z hlediska vymílání. V době, kdy ještě není meandr stabilizován kořeny břehové vegetace a zároveň už dochází k rozpadu materiálů, použitých k dočasnému zpevnění (např. jutová geotextilie), může dojít k opětovné erozi. Pokud jsou použita vegetační opatření z vrbových prutů, dochází obvykle k jejich rychlému zakořenění, ale není to pravidlem (viz kapitola 10.4.2.1). Masivní záhozy a pohozy z lomového kamene jsou poměrně odolné, takže kontrolu jejich funkce stačí provádět namátkově.

10.6 Potravní, oteplovací a oddělovací prvky

Potravní a oteplovací prvky (Obr. 160) slouží k zvýšení interakce vody a mokřadních společenstev s cílem kompenzovat nepříznivý dopad technických úprav toků v povodí a zalesňování dosud otevřených ploch. V obou případech se jedná o obnovu silně strukturovaného vodního toku v podobě drobného potůčku, bočního ramene nebo mělkého rozlivu. Tyto prvky jsou navrženy podle místních morfologických a pedologických poměrů tak, aby byly minimalizovány erozní procesy. Zatrubněné úseky vodních toků jsou nahrazeny mělkým korytem s vinutím kynety (hluboká, trvale zavodněná část toku) v návaznosti na sklon terénu. **Většina obnovených přírodních vodních prvků plní současně roli oteplovacího i potravního prvku,** díky výskytu prameništění vegetace a fauny zvyšujících vstup potravního detritu do říční sítě (SIMON a kol. 2010b).

10.6.1 Potravní stružky a strukturovaná koryta

Takzvané potravní stružky v nivních polohách přispívají k interakci kořenového systému lučních porostů s vodním prostředím a podporují propojení mezi mělkou podpovrchovou vodou a povrchovým tokem (Obr. 160b, Obr. 161, schéma Obr. 137).

V místech, kde byla jemná hydrografická síť poškozena zahloubením, napřímením nebo zatrubněním, je možné provést její obnovu zřízením nového mělkého koryta, které se vodním prouděním postupně samovolně dotvoří do žádoucího tvaru. Při zřizování nového koryta je nutné využít celistvost prokořenění drnu v místě budoucích břehů, a proto jej **nelze zřizovat mechanickými rypadly**, které drn natrhávají a neumožňují získávat drnové kostky, ale pouze ručně, pomocí ostrého drnovacího rýče. Ostrým drnovacím rýčem se naříznou linie obou břehů a poté se příčně odrývají drnové kostky, které se odvázejí na drnovou zakládku. Drnová zakládka poté slouží k získání vápníkem obohacené drnovky.

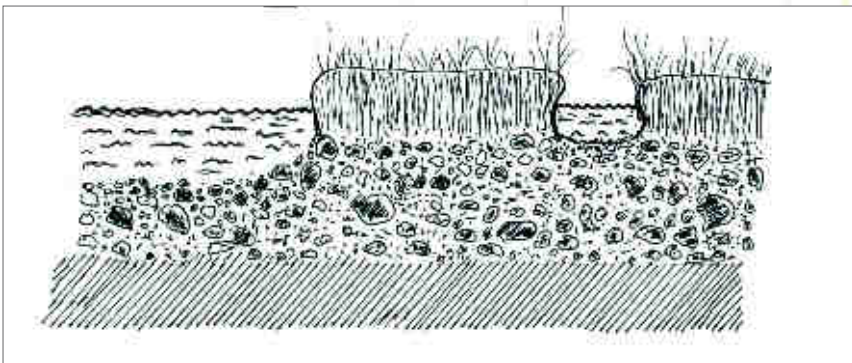
Profil koryta je čtvercový. Šíře a hloubka koryta se bez ohledu na velikost průtoku (do max. 15 l/s) volí jednotná, a to v šíři 25 cm a hloubce 25 cm (Obr. 161, Obr. 162). Podle povahy terénu je žádoucí **vytváření četných protisměrných oblouků**. Spád koryta je volen v rozmezí 0,5 až 0,7 %. Při vhodném meandrování trasy lze uvedenou metodu použít ve svazích se sklonem do 1,5 %. Protékající voda následně koryto sama dotvoří do požadovaného tvaru. Koryto těchto rozměrů je schopné převádět průtok 10 až 15 l/s. **Při samovolném dotváření koryta vznikají splaveniny, které by neměly sestupovat do hlavního toku. K jejich odsedimentování se na trase zřizují sedimentační rozlivy do drnu.** Pod těmito rozlivy je voda opět podchycena do stružky. V místech sedimentačních rozlivů později vznikají průtočné mokřady s příznivou vegetační skladbou (řeřišnice hořká, ptačinec mokřadní, krabice chlupatá apod.), které se též podílejí na tvorbě úživného detritu pro juvenilní stadia perlorodek. Po přirozeném dotvoření koryta je nutné podle místní situace rozhodnout, zda je



Obr. 160a. Příklad oteplovacího a potravního prvku. Oteplovací rozliv s porostem skřipiny lesní (*Scirpus sylvaticus*).



Obr. 160b. Potravní prvek s pestrá skladbou mokřadní vegetace na Zlatém potoce.



Obr. 161a. Struktura potravní stružky. Náčrsek potravní stružky se znázorněním propustného a nepropustného podloží – v prostoru propustného podloží komunikuje voda z hlavního toku s vodou v potravní stružce, kořínky travin po odumření vytvářejí potravní detrit pro perlorodku. Zároveň dochází v potravních stružkách a v celé ploše zvodnělé nivy k prohřívání vodního prostředí (kresba: Michal Bílý).



Obr. 161b. Břehová struktura stružek v mokřadní vegetaci je velmi pestrá, díky čemuž je smáčený povrch velký – střídají se zde širší úseky (zcela vlevo), místa s klkovitými břehy, i místa kde drn přerůstá zcela přes koryto (zcela vpravo) – ZORP.



Obr. 162a. Vzhled potravní stružky. Potravní stružky je potřeba pravidelně kontrolovat a vždy po několika letech obnovovat na původní šířku, protože se postupně zanášejí a zarůstají. Pročištěná potravní stružka v povodí Lužního potoka.



Obr. 162b. V hustém vegetačním zápoji jsou potravní stružky viditelné jen v mimovegetačním období (stružky „Pod Bělákovou“ v povodí Sněžného potoka), zřetelný je sečený pruh a hrboilatá nesečená vegetace mokré louky.

vhodné rozliv zachovat nebo provést spojení koryt. **Tento typ koryt je vhodný pro luční údolnice toků, kde je již voda v určité vzdálenosti od pramenů dostatečně prohřátá.** Tvar koryta a břehová vegetace již neumožňují další prohřívání vody sluncem a teplotní poměry jsou ovlivňovány hlavně teplotou půdy a mírou infiltrace půdním prostředím. **Koryta tohoto typu mohou významně zlepšovat produkci detritu z rhizosféry pobřežní vegetace** – viz detailní schéma sítě primárních toků (stružek) v okolí ORP na Zlatém potoce v **Příloze 25**. Norami makroedafonu (větších živočichů žijících v půdě), hlavně hryzců vodních, dochází též k soustředěnému průtoku kanálky v půdě do širšího okolí toku a k vytváření mozaiky drobných mokřadních biotopů. Detailní trasování koryta a provedení rozlivů je nutné vymezit v terénu podle podmínek stanoviště (DORT a HRUŠKA 2008).

Pojmem strukturovaná koryta jsou myšleny drobné meandrující toky prvního až třetího řádu (dle Strahlera) s velkým omočeným povrchem a travním porostem se sečí nebo kompostovacím managementem. Strukturovaná koryta mají mnoho výhod: jsou to produkce detritu do vody, biotop pro vodní organismy transformující detrit, ovlivnění teploty vody, stabilizace odtoku do neerodujícího méně sklonitého koryta. Na rozdíl od potravních stužek se obvykle jedná o přirozené toky nebo koryta sice uměle vytvořená, avšak v současnosti fungující jako přírodní tok. V těchto korytech může být v některých případech i vhodný biotop pro juvenilní perlorodky, což potravní stružky neumožňují.

10.6.2 Průtočné a neprůtočné tůň

Tyto tůň, budované jako potravní a oteplovací prvky, jsou komplexními biotopy, kde dochází k prohřívání vody a transformaci potravního detritu. Na trasách meandrujících koryt je vhodné vytvářet malé boční tůň, které zároveň fungují jako refugia (útočiště před nepříznivými podmínkami) chráněných druhů (**Obr. 163**). Tyto tůň představují náhradní biotopy za postupně se zazemňující tůň, vznikající v neosídlené krajině přirozeným posunem meandrů v říčním pásu.

Příkladem je boční biologická a sedimentační protékaná tůň na ZORP, jež byla budována jako biologická, ale zároveň zachytává písek v nátokové části. Vznikl tak komplexní biotop, který na zbytku plochy transformuje detrit a plní také oteplovací funkci.

10.6.3 Oddělovací prvky – rozliv do vegetace a zásak eutrofizovaných vod

Oddělovacími prvky se rozumí dočišťovací rozlivy a průtočné mokřady, jejichž mokřadní vegetace je schopná účinně odebírat přinášené živiny z výše položených pastvin nebo polí a přetvářet je na organogenní detrit. Zvýšené množství živin může pocházet jak z lidské činnosti, zejména pastvin, polí nebo osídlení, tak i z přirozeného geologického podloží s vyšším obsahem minerálů.

Průtočné mokřady se vytvářejí pomocí stružek a drobných rozlivů a musí být dobře prosvětlené. Následně je třeba ve spodní části dočišťovacího prvku vodu opět svést do koryta pomocí sběrné stružky. Dočišťovací mokřady mohou být buď přirozené, tedy voda se zvýšeným obsahem živin je svedena do již existujícího mokřadu, nebo umělé, kdy je vytvořen polopřirozený šterkový filtr, osazený mokřadní vegetací. Při vytváření průtočných mokřadů a rozlivů je možné využít šterkové záhozy a kamenné přepady (SIMON a kol. 2010a).

Správnou funkci vsakovacích tůň je možné podpořit vysazením vhodných mokřadních rostlin. Mokřadní rostliny mají schopnost značné adaptace na stálé, případně periodické zaplavení, nedostatek kyslíku, vysoký obsah solí a náhlou změnu pH prostředí. K osázení vsakovací tůň se v zásadě



Obr. 163a. Příklady bočních tůň. Boční tůň v povodí Zlatého potoka s kombinovanou funkcí, budována jako experimentální – modelový objekt, na kterém měly být ověřovány očekávané funkce. Tůň bezprostředně po vyhloubení v roce 2010.



Obr. 163b. Tůň se zapojenou vegetací makrofyt, které svou produkcí organického detritu přispívají k dobrému potravnímu zásobení perlorodky.

hodí rostliny, které se používají i k osazování kořenových ČOV (rákos obecný, orobinec širokolistý a úzkolistý, zblochan vodní, chřastice rákosovitá, skřípínek jezerní, zevar vzpřímený a sítna rozkladitá), přičemž zatížení živinami ve vsakovací tůň může být výrazně nižší. Pokud je vsakovací tůň mimo intravilán obce v maloplošném nebo velkoplošném chráněném území, je vždy třeba vycházet při osázení vsakovací tůně z vegetace, která se na lokalitě přirozeně vyskytuje, případně od osázení zcela upustit a nechat tůň samovolnému vývoji.

10.6.4 Příklady konkrétních realizovaných opatření, jejich popis a funkce

10.6.4.1 Potravní a oteplovací prvky, strukturovaná koryta

Tyto drobné prvky byly realizovány v různých modifikacích na mnoha místech prakticky ve všech povodích s výskytem perlorodky říční. Typické příklady jsou: Odchovna Spálenec, povodí Spálenec-kého potoka, povodí Sněžného potoka (levostranného přítoku Blanice pod Spálenecem, v místě úseku tzv. „pod Bělákovou“), Zachráněný potok v Miletínkách, stružky na LORP, revitalizace přítoku Lužního potoka v Pastvinách aj.

10.6.4.2 Rozliv pod obcí Miletínky

Pod obcí Miletínky byly zrealizovány prvky oddělující eutrofizované vody z intravilánu obce. Tyto vody jsou svedeny do přirozeného dočišťovacího mokřadu nebo do polopřirozeného štěrkového filtru osazeného mokřadní vegetací. Rozpuštěné živiny jsou v nich inkorporovány do biomasy emergentních (nad hladinu vynořených) bylin (Obr. 163).

10.6.4.3. Vsakovací tůň pod zářezem cesty přes PR Miletínky

Cestní příkop svádějící vody z cesty vedoucí příkře vzhůru přes PP Miletínky původně ústil přímo do vodoteče. Docházelo tak ke splachům jílových zákalů a rozpuštěných látek z minerálně bohatého hadcového podloží do spodní části Zachráněného potoka. Svedení těchto vod do sedimentační tůně s přelivem do mokřadu, vybudované ve spolupráci s vlastníkem lesů, se osvědčilo (Obr. 164; SIMON a kol. 2010a).

10.6.5 Parametry sledované a vyhodnocované v souvislosti s potravními, oteplovacími a oddělovacími prvky

Všechny výše zmíněné drobné prvky se obvykle vytvářejí ručně nebo za použití lehké mechanizace, přesto je potřebné sledovat při jejich budování splaveninový režim a případný vliv na perlorodku. Pokud v průběhu prací významně vzroste srážka, je vhodné sledovat režim splavenin včetně jednorázového měření fyzikálně-chemických parametrů, případně vytipovat místa se zvýšenou erozí, která bude potřeba lépe zabezpečit.

Při drobných úpravách toku je potřeba se vyhnout postupům, které zvyšují mineralizaci vnášeného organického detritu (např. intenzivní provzdušňování vody na přepadech) u všech přítoků, které jsou z hlediska potravního zásobení biotopu perlorodky říční významné.



Obr. 164a. Vsakovací tůň pod zářezem cesty přes PR Miletínky. Boční tůň v povodí Zlatého potoka s kombinovanou funkcí, budována jako experimentální – modelový objekt, na kterém měly být ověřovány očekávané funkce. Tůň bezprostředně po vyhloubení v roce 2010.



Obr. 164b. Zasakovací mělký příkop v období suchého předjaří.

Obr. 164c. Detail závěrečné periodicky zaplavené části s porosty mokřadní měkké vynořené vegetace (pohled opačným směrem).

11 Literatura

- ABSOLON K. & HRUŠKA J., 1999: Záchranný program Perlorodka říční (*Margaritifera margaritifera* Linnaeus, 1758) v České republice. – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 27 pp.
- ALLAN J. D. & CASTILLO M. M., 2007: Stream ecology: Structure and function of running waters. – Springer-Verlag GmbH, Heidelberg, 436 pp.
- ALTMÜLLER R., 2013: Reduction of unnaturally high loading of silt and sand in running waters: a successful species protection measure for the freshwater pearl mussel in lower Saxony, Northwest Germany. – In: Book of abstracts, International meeting on improving the environment for the freshwater pearl mussel Kefermarkt, LERCHGEGGER B., SCHEDER CH., GUMPINGER C. (eds), Austria, 13–17 November 2013, Abteilung Naturschutz, Linz, 25 p.
- ALTMÜLLER R. & DETTMER R., 2006: Successful species protection measures for the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) through the reduction of unnaturally high loading of silt and sand in running waters. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen, 26(4): 192–204.
- ALVAREZ-CODESAL S. & BENITO REYES E., 2016: Variability within Pearl Mussels populations and their lifecycle (in captivity). – In: Book of abstracts, Symposium of European Freshwater Sciences, Geneva, July 5-10, 2015: 285.
- ANONYMUS, 1996: Perlorodka v oblasti trojmezí "Čechy – Bavorsko – Sasko". – MŽP ČR, BSLSU, SSUL a Povodí Ohře a.s., Plzeň, 67 pp.
- ANONYMUS, 2015: Souhrn doporučených opatření pro Evropsky významnou lokalitu Šumava (CZ0314024). – Ms., AOPK ČR, Praha.
- AOPK ČR, 2007: Záchranný program perlorodky říční v České republice – Průběžná hodnotící zpráva za roky 2000–2006. – Ms., AOPK ČR, Praha.
- AOPK ČR, 2013a: Záchranný program perlorodky říční v České republice. – Ms., AOPK ČR, Praha, 77 pp.
- AOPK ČR, 2013b: Vyhodnocení realizačního projektu Záchranného programu perlorodky říční v České republice pro rok 2012. – Ms., AOPK ČR, Praha.
- AOPK ČR, 2014: Vyhodnocení realizačního projektu Záchranného programu perlorodky říční v České republice pro rok 2013. – Ms., AOPK ČR, Praha.
- ARAUJO R., QUIROS M. & RAMOS M. A., 2003: Laboratory propagation and culture of juveniles of the endangered freshwater mussel *Margaritifera auricularia* (Spengler, 1793). – Journal of Conchology, 38(1): 53–60.
- ARAUJO R. & RAMOS M. A., 2001: Action plans for *Margaritifera auricularia* and *Margaritifera margaritifera* in Europe. – Nature and environment, 117: 29–66.
- ARAUJO R., FEO C., POU Q. & CAMPOS M., 2015: Conservation of two endangered European freshwater mussels (Bivalvia: Unionidae): A three-year, semi-natural breeding experiment. – Nautilus, 129(3): 126–135.
- BARNHART M. C., 2006: Buckets of mucklets: A compact system for rearing juvenile freshwater mussels. – Aquaculture, 254(1–4): 227–233.
- BAUER G., 1988: Threats to the freshwater pearl mussel in Central Europe. – Biological Conservation, 45: 239–253.
- BAUER G. & WÄCHTLER K. (eds), 2001: Ecology and Evolution of the Freshwater Mussels Unionoida. – Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, 395 pp.
- BEATY B. B. & NEVES R. J., 2004: Use of a natural river water flow-through culture system for rearing juvenile freshwater mussels (Bivalvia: Unionidae) and evaluation of the effects of substrate size, temperature, and stocking density. – American Malacological Bulletin, 19: 15–23.
- BELECO, Z.S., 2016: Studie proveditelnosti revitalizace toků významných pro perlorodku říční. – Ms., Závěrečná zpráva, MŽP ČR, 40 pp.
- BILÝ M., HRUŠKA J., SIMON O., HREBK Š., JÄGER D., HORKÝ P., RULIK M. & KRIVÁNEK J., 2008: Effects of Environmental Factors on the Freshwater Pearl Mussel Population in the National Nature Monument "Lužní Potok". – Ms., VÚV T.G.M., Praha, 110 pp.
- BLAŽKOVÁ D., 1989: Louky a jejich ohrožení. – Památky a příroda, 2: 100–103.
- BLAŽKOVÁ D., 2003: Rostlinné expanze při sukcesi na opuštěných loukách. – Zprávy České botanické společnosti, Materiály, 19: 75–82.
- BLAŽKOVÁ D., 2010: Společenstva s ostřicí třeslicovitou (*Carex brizoides*) a jejich sukcese. – Silva Gabreta, 16/1: 13–25.
- BLAŽKOVÁ D. & HRUŠKA J., 1999: Vegetace lad s ostřicí třeslicovitou (*Carex brizoides*) v souvislosti s obnovením ekosystémů oligotrofních povodí s perlorodkou říční (*Margaritifera margaritifera*). – Příroda, 15: 7–24.
- BOLLAND J. B., BRACKEN L. J., MARTIN R. & LUCAS M. C., 2010: A protocol for stocking hatchery reared freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera*. – Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 20: 695–704.
- BRYJA J., PATZENHAUEROVÁ H., MINÁRIKOVÁ T., SPISAR O., ŠVANYGA J., 2010: Genetická variabilita populací perlorodky říční v České republice a důsledky pro druhovou ochranu. – In: Využití výzkumu a monitoringu pro ochranný management, Tuř I. H., KOSTKAN V. (eds), Sborník abstraktů z II. konference ochrany přírody ČR, 14.–17. září 2010, Olomouc, 71 p.
- BUDDENSIEK V., 1995: The culture of juvenile freshwater pearl mussels *Margaritifera margaritifera* L. in cages: A contribution to conservation programmes and the knowledge of habitat requirements. – Biological Conservation, 74(1): 33–40.
- BUDDENSIEK V., ENGEL H., FLEISCHAUER-ROSSING S. & WÄCHTLER K., 1993: Studies on the chemistry of interstitial water taken from defined horizons in the fine sediments of bivalve habitats in several northern German lowland waters. II: Microhabitats of *Margaritifera margaritifera* L., *Unio crassus* (Philipsson) and *Unio tumidus* Philipsson. Archiv für Hydrobiologie, 127: 151–166.
- ČERNÁ M., SIMON O., BILÝ M., DOUDA K., DORT B., GALOVÁ M. & JANDÁKOVÁ M., (v tisku): Growth and survival of juvenile freshwater pearl mussels in the Vltava River: Effects of locality position and microhabitat environment. – Hydrobiologia.
- CHRISTIAN A. D., SMITH B. N., BERG D. J., SMOOT J. C. & FINDLAY R. H., 2004: Trophic position and potential food sources of 2 species of unionid bivalves (Mollusca: Unionidae) in 2 small Ohio streams. – Journal of the North American Benthological Society, 23(1): 101–113.
- CHYTRÝ M. (ed.), 2007: Vegetace České republiky 1. Travná a keříčková vegetace. – Academia, Praha, 526 pp.
- CHYTRÝ M., KUČERA T., KOČI M., GRULICH V. & LUSTYK P. (eds), 2010: Katalog biotopů České republiky (druhé vydání). – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 445 pp.
- CUFFNEY T. F., 1988: Particulate organic matter export from three headwater streams: discrete versus continuous measurements. – Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science, 45(11): 2010–2016.
- DEGERMAN E., ALEXANDERSON S., BERGNGREN J., HENRIKSSON L., JOHANSSON B.-E., LARSEN B. M. & SÖDERBERG H., 2009: Restoration of freshwater pearl mussel streams. – WWF Sweden, Solna, 62 pp.
- DENIC M., TAEUBERT J.-E., LANGE M., THIELEN F., SCHEDER CH., GUMPINGER C. & GEIST J., 2015: Influence of stock origin and environmental conditions on the survival and growth of juvenile freshwater pearl mussels (*Margaritifera margaritifera*) in a cross-exposure experiment. – Limnologica, 50: 67–74.
- DORT B., 2009: Perlorodka říční (*Margaritifera margaritifera* L.) v povodí horního toku Teplé Vltavy. – Ms., Závěrečná zpráva, NP Šumava, 16 p.
- DORT B., 2012: Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera* L.) im oberen Flusslauf der Maltsch 2012. – Ms., Závěrečná zpráva, Technisches Büro für Gewässerökologie, DI Clemens Gumpinger, Gärtnerstraße 9, 4600 Wels, 13 p.
- DORT B. & HRUŠKA J., 2008: Speciální revitalizační studie pramenných oblastí Blanice a Zlatého potoka. – Ms., Závěrečná zpráva, AOPK ČR a NP a CHKO Šumava, 205 pp.
- DOUDA K., SIMON O., DORT B. & ŠVANYGA J., 2012: The relative importance of temperature and food to juvenile growth of *Margaritifera margaritifera* in its natural habitat. – In: International Meeting of Biology and Conservation of Freshwater Bivalves, TEIXEIRA A., LOPES-LIMA M., VARANDAS S. (eds), Book of Abstracts Polytechnic Institute of Bragança, Bragança, Portugal, 4th–7th September 2012, 102 p.
- DOUDA K., 2015: Analýza potravních a hostitelsko-parazitických aspektů raných vývojových stádií perlorodky říční, které určují podmínky přežívání populace ve Vltavském luhu. – In: Závěrečná zpráva projektu Soužití člověka a perlorodky říční ve Vltavském luhu, HLADÍK a kol., OPŽP – MŽP ČR, Praha.
- DYK V., 1947: České perly (život, ochrana a národohospodářský význam perlorodek). – J.R. Vilímek, Praha, 140 pp.
- DYK V., 1992: Profilová ohrožovatelé lokalit perlorodky říční. – Erica, 1: 21–38.

- EYBE T. F., THIELEN T., BOHN T. & SURES B., 2013: The first millimetre – rearing juvenile freshwater pearl mussels (*Margaritifera margaritifera* L.) in plastic boxes. – Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 23(6): 964–975.
- FATHALLAH S., MEDHIOUB M. N., MEDHIOUB A. & BOUSSETTA H., 2010: Biochemical indices (RNA/DNA ratio and protein content) in studying the nutritional status of *Ruditapes decussatus* (Linnaeus 1758) juveniles. – Aquaculture Research, 42(1): 139–146.
- FIALA T., HOLUB M., JISKRA P. & ROLKOVÁ J., 2015: Souhrn doporučených opatření pro Evropsky významnou lokalitu Bystřina – Lužní potok (CZ0413177). – Ms., AOPK ČR, Praha.
- FLASAR I., 1992: Frühere Verbreitung der Flußperlmuschel (*Margaritifera margaritifera* (L.)) im Friedländer Gebiet in Nordböhmen (Eulamellibranchiata: Margaritiferidae). – Malakologische Abhandlungen, 16(12): 83–87.
- GATENBY C. M., NEVES R. J. & PARKER B. C., 1996: Influence of sediment and algal food on cultured juvenile freshwater mussels. – Journal of the North American Benthological Society, 15(4): 597–609.
- GATENBY C. M., PARKER B. C. & NEVES R. J., 1997: Growth and survival of juvenile rainbow mussels, *Villosa iris* (Lea, 1829) (Bivalvia: Unionidae), reared on algal diets and sediment. – American Malacological Bulletin, 14(1): 57–66.
- GEIST J., 2010: Strategies for the conservation of endangered freshwater pearl mussels (*Margaritifera margaritifera* L.): a synthesis of Conservation Genetics and Ecology. – Hydrobiologia, 644(1): 69–88.
- GEIST J. & AUERSWALD K., 2007: Physicochemical stream bed characteristics and recruitment of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*). – Freshwater Biology, 52(12): 2299–2316.
- GEIST J. & KUEHN R., 2005: Genetic diversity and differentiation of central European freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.) populations: implications for conservation and management. – Molecular Ecology, 14(2): 425–439.
- GRACE J. B. & WETZEL R. G., 1981: Habitat partitioning and competitive displacement in Cattails (Typha): experimental field studies. – American Naturalist, 118(4): 463–474.
- GUM B., LANGE M. & GEIST J., 2011: A critical reflection on the success of rearing and culturing juvenile freshwater mussels with a focus on the endangered freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.). – Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 21(7): 743–751.
- HASTIE L. C. & YOUNG M. R., 2003: Conservation of the freshwater pearl mussels I: Captive breeding techniques. – Conserving Natura 2000 Rivers, Conservation Techniques Series No. 2, English Nature, Peterborough, 24 pp.
- HEINO J., ADRIANO S. M., SIQUEIRA T., SOININEN J., VALANKO S. & BINI L. M., 2015: Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. – Freshwater Biology, 60: 845–869.
- HLADÍK M., HÁLA R., KUBEČKA J., MUŠKA M., TUŠER M., SLAVÍK O., DOUDA K., HORKÝ P., DORT B., SIMON O. & KLADIVOVÁ V., 2015: Monitoring populací ryb ve Vltavě, kvantifikace migrace ryb z přehrady Lipno do toku Vltavy. – Ms., Soužití člověka a perlorodky ve Vltavském luhu, OPŽP – MŽP ČR, Praha.
- HOFTYZER E., ACKERMAN J. D., MORRIS T. J. & MACKIE G. L., 2008: Genetic and environmental implications of reintroducing laboratory-raised unionid mussels to the wild. – Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 65(6): 1217–1229.
- HOWARD A.D., 1922: Experiments in the culture of freshwater mussels. – Bulletin of the United States Bureau of Fisheries, 38: 63–89.
- HRUŠKA J., 1991: Projekt Záchrana perlorodky říční v České republice, 1. část. Základní charakteristika a příčiny ohrožení. – Památky a příroda, 12: 545–548.
- HRUŠKA J., 1992a: The freshwater pearl mussel in South Bohemia: Evaluation of the effect of temperature on reproduction, growth and age structure of the population. – Archiv für Hydrobiologie, 126: 181–191.
- HRUŠKA J., 1992b: Projekt Záchrana perlorodky říční v České republice, 3. část. Polopřirozený odchov. – Ochrana přírody, 47: 7–11.
- HRUŠKA J., 1995: Problematika záchrany vybraných oligotrofních povodí a jejich přírodních společenstev v České republice. – In: Sborník symposia Schutz und Erhaltung der Flussperlmuschelbestände, Landshut, 2015: 98–123.
- HRUŠKA J., 1996: Záchrana perlorodky říční v Národním parku Šumava. – Ms., Závěrečná zpráva, NP Šumava, Vimperk, 7 pp.
- HRUŠKA J., 1998: Die Strategie des Tschechisches Rettungsprogrammer mit besonderem Augenmerk auf die Erneuerung der Nahrungsicherung der Flußperlmuschelpopulationen. – In: Erhaltung und Wiederansiedlung der Flußperlmuschel, Kefermarkt, 5 pp.
- HRUŠKA J., 1999: Nahrungsansprüche der Flußperlmuschel und deren halbnatürliche Aufzucht in der Tschechischen Republik. – Heldia, 4(6): 69–79.
- HRUŠKA J., 2000: Experience of semi-natural breeding programme of freshwater pearl mussel in the Czech Republic. – In: Die Flussperlmuschel in Europa: Bestandssituation und Schutzmassnahmen, BAUER G. (ed.), Ergebnisse des Kongresses vom 16.–18. Oktober 2000 im Hof: 69–75.
- HRUŠKA J. a kol., 2000: Projekt komplexní péče o NPP Blanice. – Závěrečná zpráva za období 1996–1999. – Ms., Závěrečná zpráva, AOPK ČR, Praha, 101 pp.
- HRUŠKA J., 2001: Záchranný program perlorodky říční v NPP Blanice – Závěrečná zpráva za rok 2000. – Ms., AOPK ČR, Praha, 21 pp.
- HRUŠKA J., 2004: Záchranný program perlorodky říční v modelovém území Blanice a Zlatý potok. – Závěrečná zpráva za hydrologický rok 2003–2004. – Ms., AOPK ČR, Praha, 17 pp.
- HRUŠKA J. & BAUER G., 1995: Zusammenhänge zwischen der Populationsbiologie der Flussperlmuschel und der Gewässereutrophierung. – Lindberger Hefte, 5: 10–16.
- HRUŠKA J. & VOLF O., 2003: 20 let výzkumu a aktivní ochrany perlorodky říční v ČR. – Ochrana Přírody, 58(6): 168–171.
- HUA D. & NEVES R. J., 2007: Captive survival and pearl culture potential of the Pink Heelsplitter *Potamilus alatus*. – North American Journal of Aquaculture, 69(2): 147–158.
- HUA D., NEVES R. J. & JIAO Y., 2013: Effects of algal density, water flow and substrate type on culturing juveniles of the rainbow mussel (*Villosa iris*) (Bivalvia: Unionidae) in a laboratory recirculating system. – Aquaculture, 416–417: 367–373.
- HUA D., JIAO Y., NEVES R. J. & JONES J., 2015: Use of PIT tags to assess individual heterogeneity of laboratory-reared juveniles of the endangered Cumberlandian combshell (*Epiblasma brevidens*) in a mark-recapture study. – Ecology and Evolution, 5(5): 1076–1087.
- JANDÁKOVÁ M., SIMON O., ŠVANYGA J., BILÝ M., DOUDA K., ČERNÁ M. & HODANOVÁ V., 2015: Distribution of adult pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) individuals and location suitability bioindictively assessed in the longitudinal stream profile on the border of a natural area. – In: Second International Meeting on Biology and Conservation of Bivalve, MEHLER K., BURLAKOVA L. E., KARATAYEV A. Y. & DICKINSON S. (eds), Buffalo, New York, USA, October 4–8, 2015: 88 p.
- JONES J. W., HALLERMAN E. M. & NEVES R. J., 2006: Genetic management guidelines for captive propagation of freshwater mussels (unionoidea). – Journal of Shellfish Research, 25(2): 527–535.
- JONES J. W., MAIR R. A. & NEVES R. J., 2005: Factors affecting survival and growth of juvenile freshwater mussels cultured in recirculating aquaculture systems. – North American Journal of Aquaculture, 67(3): 210–220.
- JONES J. W., NEVES R. J., AHLSTEDT S. A. & MAIR R. A., 2004: Life history and propagation of the endangered dromedary pearlymussel (*Dromus dromas*) (Bivalvia: Unionidae). – Journal of the North American Benthological Society, 23(3): 515–525.
- JUST T. a kol., 2003: Revitalizace vodního prostředí. – Ms., AOPK ČR, Praha, 144 pp.
- JUST T., 2005: Vodohospodářské revitalizace a jejich uplatnění v ochraně před povodněmi. – MŽP ČR, ČSOP Hořovice, Ekologické služby, AOPK ČR, Hořovice, 359 pp.
- KAMINSKÝ L., 1974: Ověření velikosti znečišťování u některých typů zemědělských odpadů. – Vodní hospodářství, 8: 18–23.
- KLADIVOVÁ V. & SIMON O., 2008: Nové výsledky sledování makrofyt na Teplé Vltavě a možnosti limitace splouvání. – In: Šumavská řeka, ZELENKOVÁ E. (ed.), Modrava, 23. října 2008: 5–8.
- KLÍR J. & KOZLOVSKÁ L., 2012: Správná zemědělská praxe pro ochranu vod před znečištěním. Certifikovaná metodika pro praxi. – Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i., Praha, 24 pp.
- KOVITVADHI S., KOVITVADHI U., SAWANGWONG P. & MACHADO J., 2008: A laboratory-scale recirculating aquaculture system for juveniles of freshwater pearl mussel *Hyriopsis (Limnoscapha) myersiana* (Lea, 1856). – Aquaculture, 275: 169–177.
- KOVITVADHI S., KOVITVADHI U., SAWANGWONG P., THONGPAN A. & MACHADO J., 2006: Optimization of diet and culture environment for larvae and juvenile freshwater pearl mussels, *Hyriopsis (Limnoscapha) myersiana* Lea, 1856. – Invertebrate Reproduction and Development, 49: 61–70.
- KOŽENÝ P., BALVÍN P., SUCHARDA M., MAČKA Z. & SIMON O., 2011: Možnosti a rizika nakládání s dřevní hmotou v tocích – návrh metodiky pro monitoring, management a využití dřevní hmoty v tocích. – Vodohospodářské technickoekonomické informace, 6: 8–11.

- KOŽENÝ A kol., 2012: Význam a management dřevní hmoty v tocích: příručka pro monitoring, management a využití dřevní hmoty ve vodních tocích. – MŽP ČR, Praha, 80 pp.
- KUBIKOVÁ L., SIMON O., TICHÁ K., DOUDA K., MACIAK M. & BILÝ M., 2012: The influence of mesoscale habitat conditions on the macroinvertebrate composition of springs in a geologically homogeneous area. – *Freshwater Science*, 31(2): 668–679.
- KUBIKOVÁ L., SIMON O. & FRICOVÁ K., 2011: The occurrence of *Pisidium* species (Bivalvia: Sphaeriidae) in oligotrophic springs of the Blanice River catchment (Czech Republic) in relation to ecological conditions. – *Biologia*, 66(2): 299–307.
- KUČERA T., 1995: Management nelesních společenstev. – *Daphne*, Bratislava, 2/1: 3–7.
- LARSEN B. M. (ed.), 2005: Handlingsplan for elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Norge. NINA Rapport 122, 33 pp.
- LARSON J. H., ECKERT N. L. & BARTSCH M. R., 2014: Intrinsic variability in shell and soft tissue growth of the freshwater mussel *Lampsilis siliquoidea*. – *PLoS ONE*, 9(11): e112252. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0112252>
- LAUVICQRE L., MOORKENS E., RAMSEY A. D., SINCLAIR W. & SWEETING R. A., 2015: Effects of substrate size and cleaning regime on growth and survival of captive-bred juvenile freshwater pearl mussels, *Margaritifera margaritifera* (Linnaeus, 1758). – *Hydrobiologia*, 766(1): 89–102.
- LIBERTY A. J., OSTBY B. J. & NEVES R. J., 2007: Determining a suitable substrate size and sampling frequency for rearing juvenile rainbow mussels *Villosa iris*. – *North American Journal of Aquaculture*, 69(1): 44–52.
- LIEBMANN H., 1962: Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie. Band I. – Oldenbourg, München, 588 pp.
- LIMA P., LIMA M. L., KOVITVADHI J., KOVITVADHI S., OWEN C. & MACHADO J., 2012: A review on the „in vitro“ culture of freshwater mussels (Unionoida). – *Hydrobiologia*, 691(1): 21–33.
- MACNEIL C. & BRIFFA B., 2009: Replacement of a native freshwater macroinvertebrate species by an invader: implications for biological water quality monitoring. – *Hydrobiologia*, 635: 321–327.
- MATASOVÁ K., SIMON O., DORT B., DOUDA K. & BILÝ M., 2013: Recent distribution of freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) at historical localities in the upper part of the Vltava River basin (Czech Republic). – *Silva Gabreta*, 19(3): 139–148.
- MEYERS T. R. & MILLEMAN R. E., 1977: Glochidiosis of salmonid fishes. I. Comparative susceptibility to experimental infection with *Margaritifera margaritifera* (L.). – *Journal of Parasitology*, 63: 728–733.
- MIKYŠKA R. (ed.), 1968: Geobotanická mapa ČSSR. 1. České země. – Academia, Praha, 208 pp.
- MZE ČR 2012: Situační a výhledová zpráva – Půda. – MZE ČR, Praha, 100 pp.
- NEUHÁUSLOVÁ Z., BLÁŽKOVÁ D., GRULICH V., HUSOVÁ M., CHYTÝ M., JENÍK J., JIRÁSEK J., KOLBEK J., KROPÁČ Z., LOŽEK V., MORAVEC J., PRACH K., RYBNÍČEK K., RYBNÍČKOVÁ E. & ŠADLO J., 1998: Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky. – Academia, Praha, 341 pp.
- NEWBOLD J. D., THOMAS S. A., MINSHALL G. W., CUSHING C. E. & GEORGIAN T., 2005: Deposition, benthic residence, and resuspension of fine organic particles in a mountain stream. – *Limnology and Oceanography*, 50(5): 1571–1580.
- NEWTON T. J., VAUGHN C. C., SPOONER D. E., NICHOLS S. J. & ARTS M. T., 2013: Profiles of biochemical tracers in unionid mussels across a broad geographical range. – *Journal of Shellfish Research*, 32(2): 497–507.
- NICHOLS S. & GARLING D., 2000: Food-web dynamics and trophic-level interactions in a multispecies community of freshwater unionids. – *Canadian Journal of Zoology*, 78: 871–882.
- O'BEIRN F. X., NEVES R. J. & STEG M. B., 1998: Survival and growth of juvenile freshwater mussels (Unionidae) in a recirculating aquaculture system. – *American Malacological Bulletin*, 14(2): 165–171.
- ÖSTERLING M. E., ARVIDSSON B. L. & GREENBERG L. A., 2010: Habitat degradation and the decline of the threatened mussel *Margaritifera margaritifera*: influence of turbidity and sedimentation on the mussel and its host. – *Journal of Applied Ecology*, 47(4): 759–768.
- ÖSTERLING M. E., GREENBERG L. A. & ARVIDSSON B. L., 2008: Relationship of biotic and abiotic factors to recruitment patterns in *Margaritifera margaritifera*. – *Biological Conservation*, 141(5): 1365–1370.
- OSTROVSKÝ A. N. & POPOV I. Y., 2011: Rediscovery of the largest population of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) in the Leningrad oblast (north-west Russia). – *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 21(2): 113–121.

- PASCO P. Y., CAPOULADE M., DURY P., RIBEIRO M., BEAUFILS B. & ROSTAGANT L., 2015: Experiments on reinforcement ant in-situ rearing systems of the pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) in the Armorican Massif (France). – In: The Second International Meeting on Biology and Conservation of Bivalves, MEHLER K., BURLAKOVA L. E., KARATAYEV A. Y. & DICKINSON S. (eds), Buffalo, New York, USA, October 4–8, 2015: 96.
- PAVLÚ V., HEJCMAN M., PAVLÚ L. & GAISLER J., 2003: Effect of rotational and continuous grazing on vegetation of an upland grassland in the Jizerské hory Mts., Czech Republic. – *Folia geobotanica*, 38: 21–34.
- PRACH K., 2007: Alluvial meadows under changing management: Their degradation and restoration. – In: Wetlands: monitoring, modelling and management, OKRUSZKO T., MALTBY E., SZATYLOWICZ J., SWIATEK D. & KOTOWSKI W. (eds), Taylor & Francis Group, London: 265–271.
- PRACH K. & STRÁŠKRABOVÁ J., 1996: Restoration of degraded meadows: an experimental approach. – In: Floodplain ecology and management. The Lužnice River in the Třeboň Biosphere Reserve, PRACH K., JENÍK J. & LARGE A. G. R. (eds), Central Europe, Amsterdam.
- PRESTON S. J., KEYS A. & ROBERTS D., 2007: Culturing freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera*: a breakthrough in the conservation of an endangered species. – *Aquatic Conservation*, 17(5): 539–549.
- ŘEPA P. A kol., 2010: Plán péče o NPP Lužní potok. – Ms., AOPK ČR – Správa CHKO Slavkovský les, Karlovy Vary.
- SCHARSACK G., 1994: Licht- und Elektronenmikroskopische Untersuchungen an Larvalstadien einheimischer Unionacea (Bivalvia, Eulamellibranchiata). – Ms., Thesis, Universität Hannover.
- SCHIEDER C., LERCHGEGGER B., JUNG M., CSAR D. & GUMPINGER C., 2014: Practical experience in the rearing of freshwater pearl mussels (*Margaritifera margaritifera*): Advantages of a work-saving infection approach, survival, and growth of early life stages. – *Hydrobiologia* 735(1): 203–212.
- SCHMIDT C. & VANDRE R., 2010: Ten years of experience in the rearing of young freshwater pearl mussels (*Margaritifera margaritifera*). – *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 20(7): 735–747.
- SICURO B., 2015: Freshwater bivalves rearing: a brief overview. – *International Aquatic Research*, 7(2): 93–100.
- SIMON O. & FRICOVÁ K., 2009: Kontinuální vzorkovač plavenin nové konstrukce. – *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 51(2): 15–17.
- SIMON O. & KLADIVOVÁ V., 2006: Výzkum změn pokryvnosti makrofyt na Teplé Vltavě v turisticky zatěžované části toku. – In: Říční krajina 4, MEKOTOVÁ J., ŠTĚRBA O. (eds), 2006: 96–104.
- SIMON O., HRUŠKA J. & DORT B., 2010a: Plán péče o NPP Zlatý potok. – Ms., AOPK ČR, Praha, 360 pp.
- SIMON O., KOŽENÝ P., KOUTECKÝ B., DORT B. & HRUŠKA J., 2010b: Plán péče o NPP Blanice a NPP Prameníště Blanice. – Ms., AOPK ČR, Praha.
- SIMON O., VANÍČKOVÁ I., BILÝ M., DOUDA K., PATZENHAUEROVÁ H., HRUŠKA J. & PELTANOVÁ A., 2015: The status of freshwater pearl mussel in the Czech Republic: Several successfully rejuvenated populations but the absence of natural reproduction. – *Limnologica*, 50: 11–20.
- SKOKANOVÁ H., HAVLÍČEK M., BOROVEC R., DEMEK J., EREMIÁŠOVÁ R., CHRUDINA Z. & SVOBODA J., 2012: Development of land use and main land use change processes in the period 1836–2006: case study in the Czech Republic. – *Journal of maps*, 8(1): 88–96.
- SLÁDEČEK V., 1973: The reality of three British biotic indices. – *Water Research*, 7: 995–1002.
- SLAVÍK O., DOUDA K., HORKÝ P., KOLÁŘOVÁ J., VESELY T. & SPISAR O., 2016: Specifikace transportní vzdálenosti potravního detritu do míst výskytu perlorodky říční (*Margaritifera margaritifera*), šíření perlorodky pomocí hostitele v podélném profilu. – Ms., Závěrečná zpráva projektu TA ČR Beta, MŽP ČR, Praha.
- SOLER J., WANTZEN K. M. & ARAUJO R., 2015: Project grande mulette: Conservation of the giant pearl mussel (*Margaritifera auricularia*) in Europe. – In: Second International Meeting on Biology and Conservation of Bivalves, MEHLER K., BURLAKOVA L. E., KARATAYEV A. Y. & DICKINSON S. (eds), Buffalo, New York, USA, October 4–8, 2015: 96 p.
- SPISAR O., 2015: Rybářské hospodaření v povodí Rokytnice v revíru 433 018 Kozi potok 1A. Koncepce rozvoje pstruhového hospodaření v chovném rybářském revíru s výskytem perlorodky říční a popis spolupráce ČRS MO Aš na realizaci Záchraného programu perlorodky říční v letech 2015–2025 v povodí Rokytnice.
- SPISAR O. & SIMON O., 2006: Revitalizace Zbytinského potoka ve vztahu k populaci perlorodky říční v NPP Blanice. – In: Říční krajina 4, MEKOTOVÁ J., ŠTĚRBA O. (eds), 2006: 284–291.

- STRAYER D. L., 2008: Freshwater mussel ecology: A multifactor approach to distribution and abundance. – Berkeley, University of California Press, 216 pp.
- ŠVANYGA J., SIMON O., DORT B. & DOUDA K., 2013: Application of special meadow management within the measures of Action Plan for Freshwater Pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) in the Czech Republic. – In: Book of abstracts Sociedade Alfonso Chaves, World Congress of Malacology, MARTINS A. M. F. (ed.), Ponta Delgada, Azores, 22–28 July 2013: 216.
- TASKINEN J., SAARINEN-VALTA M., VÄLILÄ S., MÄNPÄÄ E. & VALOVIRTA I., 2011: In vitro culture of parasitic glochidia of four unionacean mussels. – *Ferrantia*, 64: 38–47.
- TICHA K., SIMON O., DOUDA K. & KUBIKOVÁ L., 2012: Detrital Components in Submontane Organogenic Springs in Relation to Their Morphology, Microhabitats and Macroinvertebrates. – *Polish Journal of Ecology*, 60(1): 163–175.
- VANDRE R., SCHMIDT C. & WENZ G., 2001: Contributes modern agriculture to the decline of the freshwater pearl mussel? A historical review. – *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz*, 9(3): 129–137.
- VANIČKOVÁ I., KOPEČKOVÁ M. & DORT B., 2016: Praktická opatření na podporu perlorodky. – *Ochrana přírody*, 3: 22–24.
- VRBA V. & HULÉŠ L., 2007: Humus – půda – rostlina (15) Minerální hnojiva. – Online na: <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/humus-puda-rostlina-15-mineralni-hnojiva>
- VUORIO K., TARVAINEN M. & SARVALA J., 2007: Unionid mussels as stable isotope baseline indicators for long-lived secondary consumers in pelagic food web comparisons. – *Fundamental and Applied Limnology*, 169(3): 237–245.
- WALLACE J. B., HUTCHENS J. J. & GRUBAUGH J. W., 2007: Transport and storage of FPOM. – In: *Methods in stream ecology*, HAUER F. R. & LAMBERTI G. A., New York, Academic Press-Elsevier: 249–271.
- WALLACE J. B., CUFFNEY T. F., EGGERT S. L. & WHILES M. R., 1997: Stream organic matter inputs, storage, and export for Satellite Branch at Coweeta Hydrologic Laboratory, North Carolina, USA. – *Journal of the North American Benthological Society*, 16(1): 67–74.
- WALLACE J. B., CUFFNEY T. F., WEBSTER J. R., LUGTHART G. J., CHUNG K. & GOLDOWITZ B. S., 1991: Export of fine organic particles from headwater streams: effects of season, extreme discharges, and invertebrate manipulation. – *Limnology and Oceanography*, 36: 670–682.
- WANNER F. & SIMON O., 2012: Nízkozatěžované biologické dočišťovací rybníky jako další stupeň čištění odpadních vod. – In: *Přírodní způsoby čištění odpadních vod VII.*, KRISKA-DUNAJSKY M. (ed.), VUT, Brno, 14. listopadu 2012: 19–25.
- WANNER F., SIMON O. & KLADIVOVA V., 2012: Decrease in the trophic status of a second-order oligotrophic stream (Zbytinský Potok) by a new wastewater treatment plant with two low-loaded stabilisation ponds. – *Silva Gabreta*, 18(1): 23–34.
- WANNER F., SIMON O. & KLADIVOVA V., 2014: Poloprovozní experimenty s nízkozatěžovanými dočišťovacími nádržemi. – In: *Zborník prednášok 8. bienálnej konferencie s medzinárodnou účasťou*, Bodík I., Fáberová M., Hutňan M., Štrbské Pleso, 22. října 2014: 387–392.
- WANNER F., SIMON O., KLADIVOVA V., PLOTENÝ M., & JIRÁN V., 2015: Biologické dočišťovací rybníky. – In: *Voda 2015 – Sborník přednášek a posterových sdělení*, BENÁKOVÁ A., JOHANIDESOVÁ I., WANNER J. (eds), Poděbrady, 16. září 2015, Brno: Tribun EU, s.r.o.: 159–166.
- WEITER L. & INDRA J., 2015: Souhrn doporučených opatření pro Evropsky významnou lokalitu Horní Malše (CZ0314022). – Ms., AOPK ČR, Praha.
- WOTTON R. S., 2007: Do benthic biologists pay enough attention to aggregates formed in the water column of streams and rivers? – *Journal of the North American Benthological Society*, 26(1): 1–11.
- YOUNG M. R. & WILLIAMS J. C., 1984: The reproductive biology of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (Linn.) in Scotland. II. Laboratory studies. – *Archiv für Hydrobiologie*, 100: 29–43.
- ZÁHORA J., NOHEL P. & KINTL A., 2011: Vyplavování minerálního dusíku z orných, lučních a lesních půd v OPVZ II. st. Březová nad Svitavou. – In: *Voda Zlín, Sborník příspěvků XV. mezinárodní vodohospodářské konference*, Zlín, Moravská vodárenská, a. s.: 49–54.
- ZELINKA M. & MARVAN P., 1961: Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. – *Archiv für Hydrobiologie*, 57: 389–407.
- ZIMMERMANN-TIMM H., 2002: Characteristics, dynamics and importance of aggregates in rivers – An invited review. – *International Review of Hydrobiology*, 87(2–3): 197–240.

- ZIUGANOV V., ZOTIN A., NEZLIN L. & TRETIAKOV V., 1994: The freshwater pearl mussels and their relationships with salmonid fish. – VNIRO Publishing House, Moscow, 104 pp.

Normy

- ČSN 72 1151. Zkoušení přírodního stavebního kamene. Základní ustanovení. – Praha: Úřad pro normalizaci a měření, 1984.
- ČSN 72 1800. Přírodní stavební kámen pro kamenické výrobky. Technické požadavky. – Praha: Úřad pro normalizaci a měření, 1987.
- ČSN 72 1860. Kámen pro zdivo a stavební účely. Společná ustanovení. – Praha: Úřad pro normalizaci a měření, 1968.
- ČSN 75 7716. Jakost vod - Biologický rozbor - Stanovení saprobního indexu. – Praha: Český normalizační institut, 1998.
- TNV 75 2103. Úpravy řek. – Praha: Hydroprojekt CZ, 1998.

12 Seznam použitých zkratk

AFDM – suchá hmotnost bez popelovin (ash-free dry mass) - míra množství organických látek v detritu, tj. množství detritu bez nestravitelných anorganických látek
 AOPK ČR – Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky
 CPOM – hrubě partikulovaná organická hmota (coarse particulate organic matter), velikost částic větší než 1 mm
 ČOV – čistírna odpadních vod
 ČSN – česká technická norma
 D° – denní stupeň (průměrná denní teplota vody); součet průměrných denních teplot vody v D° udává délku vývoje živočichů a umožňuje stanovit vývojové stadium, např. dobu vypadávaní glochidií nebo kulení plůdku)
 DDG – detritový kontinuální gravitační vzorkovač pro proudící vody
 DDP – detritový kontinuální tlakový vzorkovač pro proudící vody
 EVL – evropsky významná lokalita
 FBA – the Freshwater Biological Association
 FPOM – jemně partikulovaná organická hmota (fine particulate organic matter), velikost částic 0,5 µm – 1 mm)
 GF/C filtry – filtrační papíry se skleněnými mikrovláknami (glass microfibre filters) od firmy Whatman o porozitě 1,2 µm
 GSM (GSM signál) – globální systém pro mobilní komunikace (global system for mobile communications)
 CHRO – chráněná rybí oblast
 CHÚ – chráněné území
 LWD – mrtvé dřevo v toku (large wood debris / large wood): větší dřevo přítomné v korytě či příbřežní zóně vodního toku, které bylo unášeno vodou nebo může být odplaveno
 LHP – lesní hospodářský plán
 LORP – odchovný a reprodukční prvek v povodí Lužního potoka (Ašsko)
 MO ČRS – místní organizace Českého rybářského svazu
 MVE – malá vodní elektrárna
 MŽP ČR – Ministerstvo životního prostředí České republiky
 NL – nerozpuštěné látky ve vodě
 NP – národní park
 NPP – národní přírodní památka
 OFM – ortofotomapa
 OOP – orgán ochrany přírody
 ORP – odchovný a reprodukční prvek
 ORP Spálenec (Odchovna) – odchovný a reprodukční prvek v povodí Blanice (v původním rameni Blanice ve Spálenci)
 OV – odpadní vody
 PET – polyethylentereftalát: termoplast, ze kterého jsou vyrobeny plastové dózy používané jako odchovné klíčky
 PHM – pohonné hmoty
 PIT – čipy používané pro značení organismů (passive implant tags)
 PP – přírodní památka
 PR – přírodní rezervace

SDO – soubor doporučených opatření pro evropsky významné lokality podle zák. č. 114/1992 Sb.
 SORP – odchovný a reprodukční prvek v povodí Spálenického potoka
 TTP – trvalé travní porosty
 VDJ – velká dobytčí jednotka
 ZCHÚ – zvláště chráněné území
 ZORP – odchovný a reprodukční prvek v povodí Zlatého potoka
 ZP – záchranný program
 0+ – první věková kohorta: jedinci perlorodek první růstové periody (od odpadnutí z ryby)
 1+ – druhá věková kohorta: jedinci perlorodek po ukončení první růstové periody tj. nacházející se aktuálně ve druhé růstové periodě (nehovoříme o stáří 1 nebo 2 roky, protože při polopřirozeném odchovu je možné zkrácením období zimního odpočinku „stihnout“ za první kalendářní rok dvě růstové periody – pro podrobnosti viz kapitoly o odchovu)

13 Seznam příloh

1. Limitní hodnoty čistoty vody pro výskyt perlorodky říční
2. Limitní hodnoty teploty vody pro výskyt perlorodky říční
3. Vliv land-use (typu využívání pozemků) na chemismus vody
4. Poznámky k funkci jednotlivých ORP za 20 let od jejich konstrukce se zaměřením na nejstarší ORP na Lužním potoce
5. Složení detritu ve čtyřech typech prameništ a faktory charakteristické pro helokreny
6. Tabulka se všemi typy použitých detritů, s počty juvenilů a délkou testů
7. Vápníkový metabolismus a dlouhodobé sledování vlivu vápnění na Boubíně 1989–1999
- 8a. Procentuální přírůstek jedinců 1+ na všech lokalitách sledovaných v roce 2015 v povodí Blanice a Zlatého potoka (tři nejlepší jedinci z každé destičky)
- 8b. Procentuální přírůstek jedinců 1+ při laboratorním testu detritu za stálé teploty ze všech lokalit sledovaných v roce 2015 v povodí Blanice
9. Testování ORP v roce 2012
10. Výňatek z publikace Potravní nároky perlorodky říční a její polopřirozený odchov (HRUŠKA 1999) zaměřený na původní popis metod odchovu
11. Úmrtnost juvenilních mlžů v chovech
12. Popis missourského kamene (mussel silo) pro držení mlžů v toku
13. Rámcová směrnice č. 2 péče o les podle souborů lesních typů na účelových bezlesích
14. Rámcová směrnice č. 1 péče o les podle souborů lesních typů (porostní typy A a B)
15. Období nevhodná ke hnojení
16. Souhrn zásad pro používání hnojiv a statkových hnojiv na svažitých pozemcích a v okolí útvarů povrchových vod
17. Systematické odstupňování pásme péče o pozemky v okolí vodních toků
18. Efektivnost nízkozátěžových dočišťovacích rybníků v obci Zbytiny
19. Přehled biotopů a vhodné typy obhospodařování
20. Fytocenologické snímky
21. Fotografie k fytocenologickým snímkům
22. Seznam významnějších revitalizačních opatření realizovaných v souvislosti se záchranným programem
23. Fotodokumentace vývoje oživených haťošterkových válců stabilizujících nevhodně zahloubené částečně revitalizované koryto ve Zbytinách
24. Tabulka použití bioindikací převzatá z platného Záchraného programu (2013)
25. Schéma ORP Zlatý potok a systému potravních a oddělovacích prvků v jeho okolí
26. Úspěšné obnovení reprodukce perlorodky říční celkovou revitalizací povodí řeky Lutter v severním Německu

Příloha 1. Limitní hodnoty čistoty vody pro výskyt perlorodky říční

Tabulka 5. Limitní hodnoty čistoty vody pro výskyt perlorodky říční dle ABSOLONA a HRUŠKY (1999), pokud není uvedeno jinak.

Parametr prostředí	Limitní hodnota
Dusičnany	< 2,5 mg/l NO ₃
Celkový fosfor	< 20–35 µg/l
Amoniak (NH ₄)	< 0,1 mg/l
pH	6–7,1
Konduktivita	< 70 µS/cm
Max. teplota	20 °C
Vápník	< 8 mg/l
Rozp. organické látky	< 1,3 mg/l (OLIVER 2000 podle YOUNG 2005)

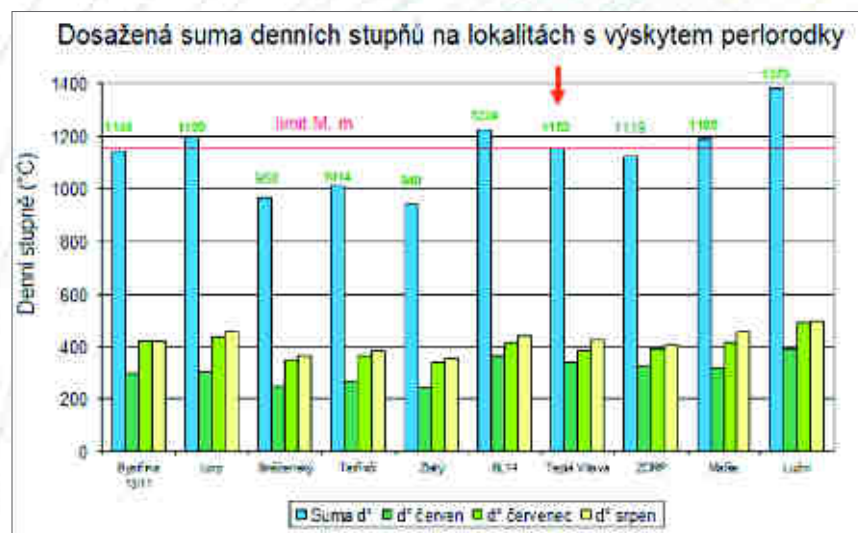
Celkový fosfor ve vodách tvoří fosforečnany jako hlavní složka rozpuštěného (celkového) reaktivního fosforu (vedle polyfosfátů a některých snadno rozložitelných organických látek obsahujícími fosfor, např. ATP), a dále buňky bakterií a fytoplanktonu a detritus.

Příloha 2. Limitní hodnoty teploty vody pro výskyt perlorodky říční

Pro zdárný průběh reprodukčního cyklu je, mimo jiné, nutné zajistit také optimální průběh teplotní křivky vody. Protože perlorodka říční v současné době nachází vhodné biotopy pouze v chladnějších tocích podhorských oblastí, je žádoucí, aby po určitou část roku překročila teplota vody 15 °C. Teprve poté dochází k dozrávání glochidií uvnitř samic a následnému vyvrhování larev do vodního prostředí. Vliv tepelného režimu na reprodukci podrobně popsal HRUŠKA (1992a). BAUER a WÄCHTLER (2001) pozorovali nejvyšší rychlost vyvrhování mateřskou perlorodkou říční právě v době maximální denní teploty. Druhou podmínkou pro pokračování reprodukčního cyklu je dosažení potřebného množství denních stupňů nutných pro úspěšný průběh metamorfózy na žábrách hostitelských ryb.

Vlivem nízké teploty dochází také k dalším negativním jevům. Závažným problémem je v tomto případě snížení úživnosti organického detritu. S poklesem teploty klesá rychlost jeho rozkladu, a tím se snižuje jeho využitelnost perlorodkou (HRUŠKA 2004). Na druhou stranu trvale vyšší teplota zrychluje metabolickou aktivitu mlžů, zvyšuje jejich přírůstky, a tím i zkracuje délku života populací až na 40 let (ZUJANOV a kol. 1994).

Pro druh limitní maximální teplota 25 °C dle DEGERMANA a kol. (2009), ani 20 °C dle ABSOLONA a HRUŠKY (1999), není na českých tocích s výskytem perlorodek obvykle dosahována (Obr. 165). Výjimku tvoří některé úseky Blanice s širokým mělkým korytem, kde došlo k odumření břehových porostů na grafiózy. Např. v roce 2010 došlo v červenci k opakovanému stoupnutí teploty vody nad 23 °C s velkou denní amplitudou s minimy pod 16 °C (nepublikované údaje J. Hrušky). V mimořádně teplém roce 2015 byla zaznamenána ojediněle i maximální teplota 25,5 °C, při červencovém průměru 17,7 °C (ČERNÁ a kol., v tisku).

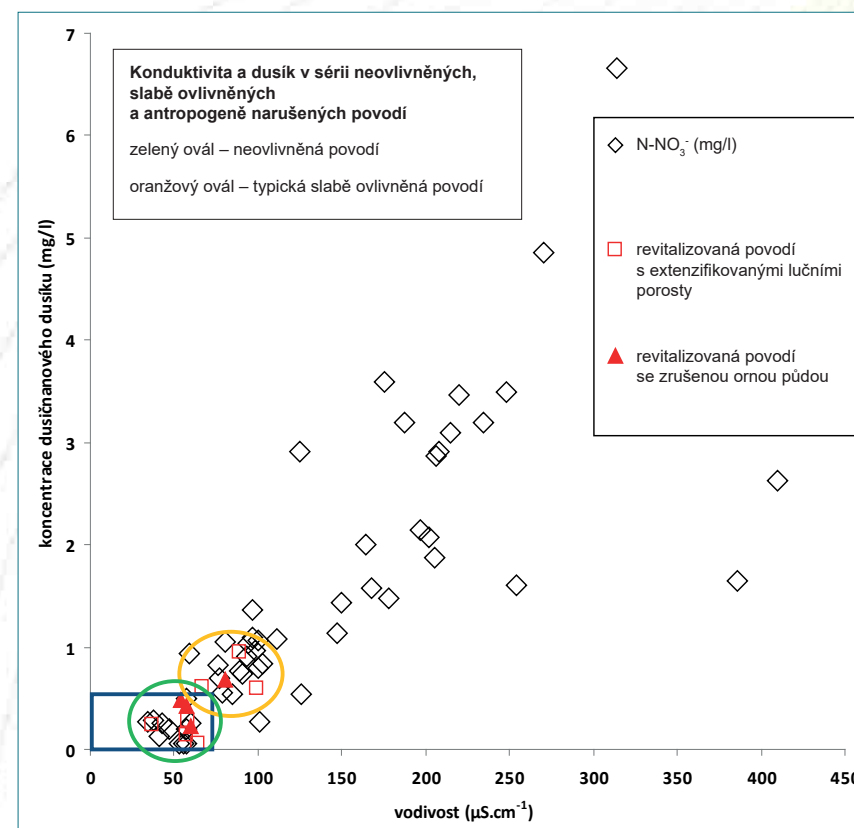


Obr. 165. Dosažená suma denních teplot na vybraných lokalitách s výskytem perlorodky říční. Červená linie znázorňuje limitní hodnotu teploty pro rozmnožování perlorodky říční (data AOPK ČR).

Příloha 3. Vliv land-use (typu využívání pozemků) na chemismus vody

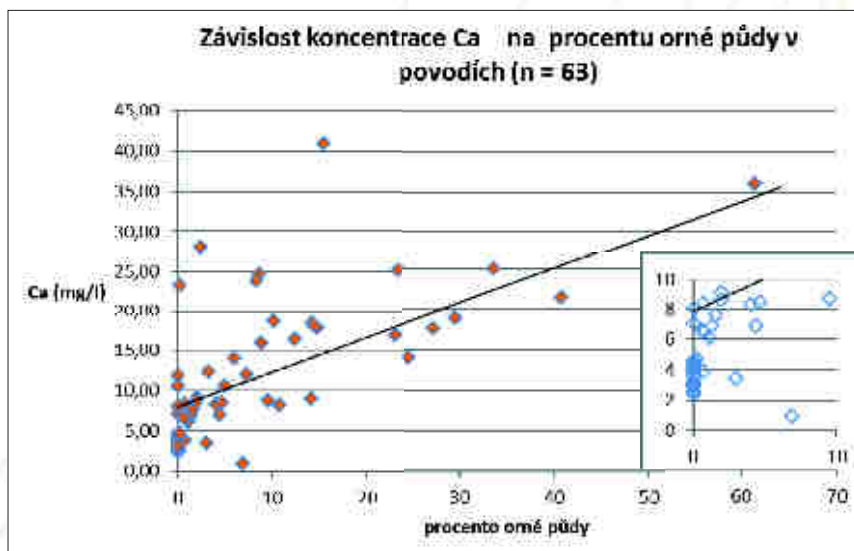
V roce 2016 bylo provedeno plošné vzorkování perlorodkových povodí a jejich nejbližšího okolí za účelem dokumentace současného stavu chemismu vody. Zahrnuty byly tři hlavní skupiny povodí:

- lidskou činností narušená povodí s výrazným vlivem splachů ze zemědělské půdy, eroze a odvodňovacích systémů,
- povodí s dosud zachovalým oligotrofním (živinami chudým) přirozeným charakterem,
- povodí, kde se díky zavedení účinné ochrany podařilo dosáhnout zlepšení a přesunutí ze skupiny A do skupiny B.



Obr. 166. Graf dobře dokumentuje velké rozdíly mezi jednotlivými typy povodí z hlediska land-use a ukazuje také nároky perlorodky říční. Kompletní seznam limitujících parametrů chemismu vody ukazuje Tabulka 5 v Příloze 1.

Podobná závislost je nalézána i u vápníku. Ten musí být v povodích s výskytem perlorodky říční zachován v přirozeně nízkých hodnotách pod 8 mg/l.



Obr. 167. Přítomnost orné půdy v povodí zásadně zvyšuje vyplavování vápníku do vody (vlivem vápnění, hnojení organickými hnojivy, orby a odvodňovacích systémů). Ve výřezu je znázorněn detail části grafu s hodnotami příznivými pro perlorodku (pod 8 mg/l). Tyto hodnoty se nacházejí pouze v povodích s podílem orné půdy pod 7 %, nejčastěji ale 0 % (orná půda zcela chybí). Právě převedení orné půdy na extenzivní louky vedlo k zlepšení chemismu vody v řadě maloplošných chráněných území.

Příloha 4. Poznámky k funkci jednotlivých ORP za 20 let od jejich konstrukce se zaměřením na nejstarší ORP na Lužním potoce

Poznámka k autorům: Jaroslav Hruška v průběhu recenze této Metodiky významně doplnil původní verzi textu této přílohy i dalších textů a také přidal k Metodice další dvě přílohy, a proto je ve výsledné verzi dokumentu uváděn již také jako její spoluautor.

Odchovné a reprodukční prvky patří k zásadním součástem infrastruktury českého záchranného programu (i když primárně vždy usilujeme o obnovu celého povodí). Jejich vývoj, výstavba i údržba si nárokuje dlouhodobě mnoho sil i pozornosti. Tato příloha má za cíl nastínit, co se v této oblasti povedlo a zejména poukázat na obtíže a problémy, které mohou naše poznání posunout o kus dále kupředu. Text poukazuje pouze na některé aspekty problematiky a vzhledem k limitovanému rozsahu i dostupnosti potřebných dat si neklade nárok na úplnost.

Následující vyhodnocení se týká tří ORP: LORP – na Lužním potoce, SORP – na Spáleneckém potoce, a ZORP – na Zlatém potoce.

ORP Lužní potok (LORP, okres Aš, povodí Sály)

Realizace LORP proběhla v letech 1996–2001 se závěrečným volným výsadkem odrostlých juvenilních perlorodek místní populace v červnu 2005 (848 exemplářů ve věku 6 a 4 roky).

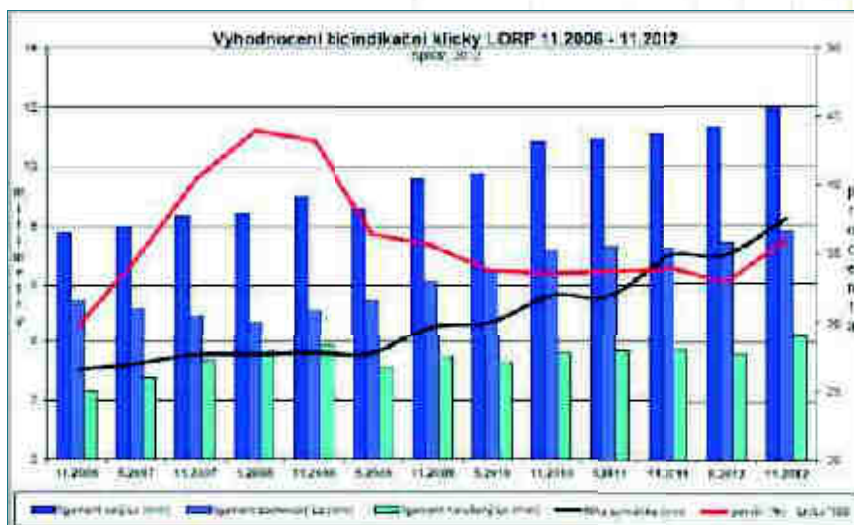
Technické provedení štěrkového lože a vytvarování koryta bylo provedeno dle požadavku projektu, nebylo však zajištěno potřebné množství a kvalita pokryvné zeminy. Krycí zemina navíc byla v důsledku zásadní technologické chyby silně převápněna.

Bylo to způsobeno tím, že původní silně kyselá a železem inkrustovaná zemina včetně drnu byla neutralizována 9,8 tunami vápence. Dále bylo do ní dodáno 30 tun jílů a 100 tun slámy, vše bylo zkompostováno a výsledný produkt měl být dle projektu smíchán s dovezenou kvalitní zeminou v poměru dle složení zeminy cca 1 : 5. Protože se zhotoviteli nepodařilo potřebnou zeminu sehnat, byl použit pouze výchozí, převážně organický substrát, což způsobilo toxicitu hyporeálu s až 100% úmrtností juvenilních perlorodek v bioindikacích uvnitř hyporeálu (vodivost překračovala na více místech 200 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, amoniak až 1,0 mg/l – sonda 6-1) a nemožnost udržení výsadku juvenilních stadií ze záchranného odchovu v prostředí ORP. Jedinci intenzivně migrovali dolů po proudu do hlavního toku.

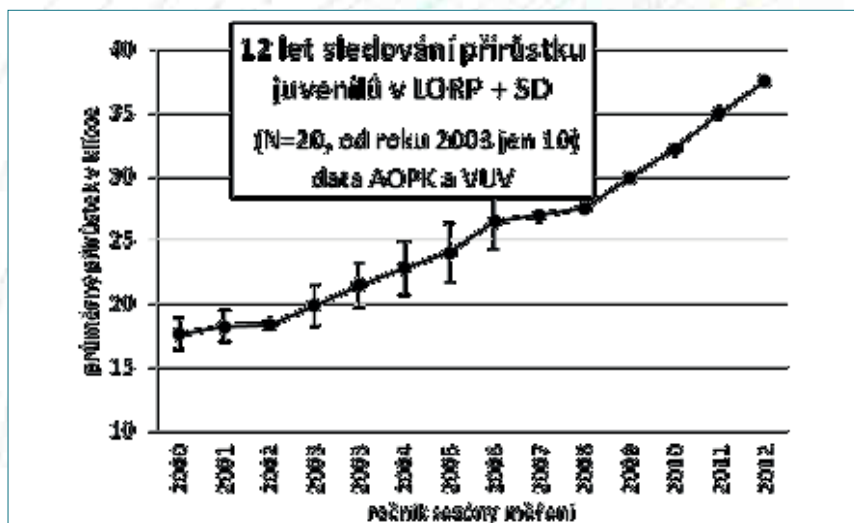
V ORP tak po několika letech zůstal pouze kontrolní vzorek v klíčce, který však řadu let nevykazoval potřebný růst ligamentu oproti postupující korozi (**Obr. 168**). Průměrný růst zde navíc dosahoval jen do 4 %, přežívání však téměř 100 %. Volní juvenilové nebyli až na výjimky pozorováni.

Teprve po roce 2008 se korodovaná poměrná část jejich lastur začala zmenšovat společně s mírným zrychlením růstu na úroveň okolo 8 % (**Obr. 168** a **Obr. 169**). Při srovnávacích měřeních v roce 2001 zde byl růst juvenilů kohorty 7+ o málo rychlejší než přímo v toku Lužního potoka na úrovni LORP, ale asi pětikrát pomalejší než na Odchovně v Blanici (BILY a kol. 2008).

Zbylí jedinci z klíčky byli v roce 2014 vypuštěni volně do LORP ve věku dvaceti let při průměrné velikosti okolo 4 cm (**Obr. 170**). V teplejších a potravně lépe zásobených podmínkách dosáhli kontrolní jedinci na Blanici 4 cm již v deseti letech. Vypuštění jedinci byli označeni nalepenými plastovými značkami. V roce 2011 jim byla nalepena čísla A037–A041. V roce 2014 proběhla kontrola – jedinci A041 značka upadla, tento jedinec a ostatní zbylí v klíčce byli označeni čísly A249–A254). Kontrolní jedinci v klíčce na LORP obvykle nebyli zahrabáni v substrátu a snažili se patrně uniknout z nevýhodné polohy. V roce 2015 provedené bioindikace, s využitím 1+ jedinců v LORP a na dalších lokalitách v okolí



Obr. 168. Vyhodnocení bioindikační klíčky na LORP v letech 2006–2012 se znázorněním velikosti ligamentu a jeho korodované části (graf – O. Spisar,; data – AOPK ČR a VUV, převzato z interního materiálu AOPK ČR – Zpráva o vyhodnocení Záchraného programu v roce 2012).



Obr. 169. Výsledky ze sledování průměrné velikosti schránky dvaceti (2000–2003) a později jen deseti (od roku 2003) jedinců (vybráno deset největších jedinců). Měření proběhla vždy na konci vegetační sezóny. Hodnoty přírůstku z let 2000–2003 spočteny jako průměr z 19 přeživších jedinců, z let 2003–2012 jako průměr 10 největších jedinců ponechaných v klíče. Měření prováděl J. Hruška (2000–2005), a dále od roku 2006 O. Spisar.

ve volné vodě, ukázaly výrazně lepší přírůstky LORP oproti destičce instalované paralelně v potoce. V letech 2008 a 2014 byly přírůstky jak v LORP, tak v Lužním potoce velmi nízké (SPISAR 2015, O. Spisar, nepublikovaná data).

V průběhu postupného promývání hyporeálu na ORP tak patrně došlo k ustavení příznivějších podmínek, než zde panovaly po technologicky nesprávném založení ramene. V uplynulých patnácti letech však bohužel nebyl hyporeál LORP vůbec sledován. Tím byla promeškána příležitost, získat unikátní poznatky o změnách v půdách, vegetaci a hyporeálu nivních luk na štěrkových substrátech v prostředí ohroženém acidifikací. Vývoj vegetace rovněž nebyl detailněji sledován, jsou však dostupné zprávy o šíření nepříznivých druhů bylin, jako jsou například sítiny. Na ORP je trvale zajišťován luční management od doby jeho založení. Změny vegetace i složení půdy nebo kompostu by si zasloužily podrobnější vyhodnocení. Trvalé botanické plochy fytoocenologických snímků z roku 2016, jak je uvedeno v kapitole 9 a Příloze 20, však z kapacitních důvodů byly založeny jen v povodí Blanice, kde je naděje na jejich dlouhodobější udržení. Nepříznivě také působí chemismus vody v Lužním potoce, který je jediným významnějším zdrojem vody pro ORP (doplňované podle vodnatosti roku jedním až dvěma studenými prameny). Detailní analýza chemismu vody je dostupná na www.zachranneprogramy.cz (novější data) a v publikaci BILY a kol. (2008), starší data pak lze čerpat z německo-české brožury (ANONYMUS 1996). Dokumentované kolísání koncentrací některých parametrů je pro perlorodky jistě nepříznivé. Na této lokalitě se také nepříznivě projevil náhlé změny v trofii způsobené realizací kanalizačního sběrače.

Mezi pozitivní zkušenosti s provozem patří využití LORP pro dočasné bezpečné umístění adultních perlorodek z Bystřiny v době jejího opakovaného vyschnutí. Osud vysazených jedinců v Lužním potoce z výsadků do LORP před rokem 2005 není přesně znám. Je doloženo, že silně migrovali okamžitě po vysazení směrem po proudu. V rameni nebyly nalezeny ve větším množství prázdné schránky a níže po proudu až po Fojtské rybníky jsou v hlavním toku řídce nalézáni subadultní jedinci odpovídajícího věku. V roce 2016 bylo například nalezeno 7 subadultů v úseku Lužního potoka pod LORP, z toho 1 značený jedinec pocházející z bioindikační klíčky s číslem A040 vysazený do volnosti v roce 2014 (ústní sdělení O. Spisar, viz Obr. 171). Lze tedy předpokládat, že vysazení jedinci ve své většině migrovali intenzivně dolů po proudu a minimálně menší část pak přežila v hlavním toku Lužního potoka. Počty jedinců z výsadku nalezených přímo v LORP byly obvykle malé (Hruška udává po celodenním průzkumu v roce 2003 pouze tři až po okraje pláště zahrabané jedince). V roce 2011 nalezl O. Spisar 38 subadultních jedinců odpovídajících věkem vysazené kohortě a v roce 2016 sedm subadultů z toho dva s čísly A050 a A051. (Spisar, ústní sdělení, listopad 2016). Podle údajů Larsena, je však 65 % jedinců o velikosti do 40 mm na norských lokalitách zcela zanořeno do substrátu (DEGERMAN a kol. 2009), tudíž se v případě LORP nemusí jednat o konečné počty, neboť výskyt v substrátu znemožňuje nalezení zahrabaných jedinců.

Detailní vyhodnocení dlouhodobé funkce LORP je jistě potřebné. Zpracování srovnání bude usnadněno velkým množstvím starších údajů z Lužního potoka, z nichž část byla i publikována (ANONYMUS 1996, BILY a kol. 2008). Probíhala zde dlouhodobá bioindikace v klíče a aktuálně zde bylo provedeno několik srovnávacích bioindikací (Obr. 172). Další obsáhlé soubory dat jsou uloženy v archivu AOPK ČR, který prochází digitalizací, a bude poté lépe dostupný. Kritickému zhodnocení stavby ORP by po dvaceti letech již neměly bránit ani osobní, ani společenské ohledy.



Obr. 170a. Vypouštění jedinců z kontrolní skupiny dlouhodobě chované v klínce na LORP v letech 2000–2014.



Obr. 170b. Detail jedince se značkou a měřítkem (foto: O. Spisar).



Obr. 171a. Kontrolní klícka s perlorodkami v roce 2014 (velikost jedinců okolo 40 mm, foto O. Spisar). Průměrný roční přírůstek za prvních 12 let expozice v LORP byl 1,5 mm ročně (přírůstky nad 2,5 mm ročně jen v roce 2006, 2011 a 2012). Procentuální přírůstek v letech 2000–2003 se postupně zvýšil ze 4 % na 8 %. Úmrtnost jedinců byla od roku 2003 do roku 2014 nulová.



Obr. 171b. Kontrolní klícka s juvenilními perlorodkami před vypuštěním v roce 2006 (velikost jedinců okolo 26 mm).

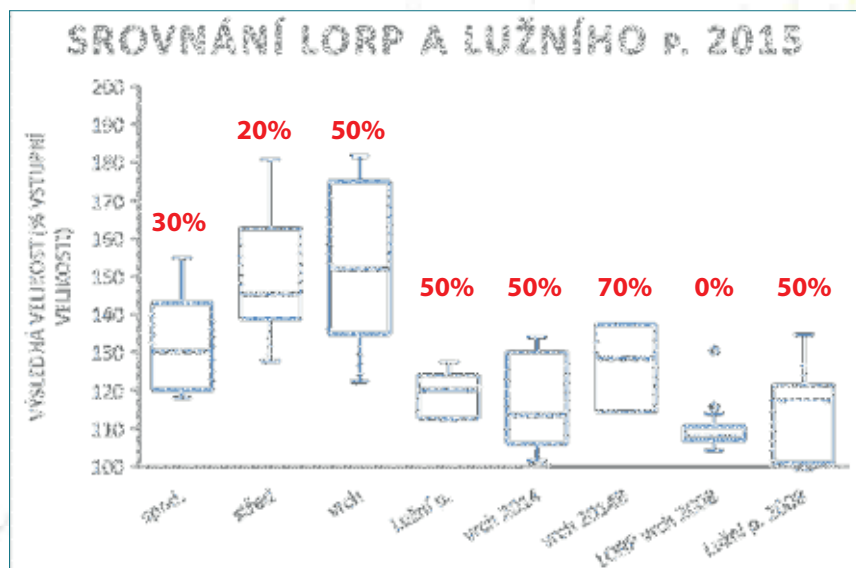
ORP Spálenecký potok (SORP, okres Prachatice, povodí Blanice)

Realizace SORP proběhla v letech 2000–2005 s výsádkem odrostlých juvenilních perlorodek ze záchranného odchovu a kolonie adultních perlorodek místní populace.

Technické provedení šterkového lože, vytváření koryta, kvalita a množství pokrývné zeminy i vegetační prvky dle požadavku projektu byly realizovány v pořádku, nebylo však dosaženo požadovaného stavu, aby sklon a provedení koryta zabraňovaly sedimentaci jemných splavenin v korytě.

Souběžně mělo být (ale nebylo) řešeno výše v povodí nad ORP stabilizování břehů a dna vodou trvale protékajících a erodujících lesnických odvodňovacích příkopů. V důsledku značné sedimentace erozních splavenin byly postupně juvenilní perlorodky ze záchranného odchovu a též adultní jedinci ze založené kolonie, mimo několika exemplářů, vyplaveny do hlavního toku.

Funkce hyporeálu po dokončení stavby nebyla vyhodnocena a nebyly tak získány poznatky, využitelné pro další stavby tohoto typu. Přes každoročně prováděný luční management s kompostováním posečené biomasy s odpovídajícím přídatkem CaCO_3 došlo od doby dokončení stavby, kdy měla pokrývná půda po úpravách optimální pH, k značnému poklesu výměnného půdního pH. Podle hodnocení provedeného v roce 2013 pokleslo pH/KCl půdy (výměnná acidita) na hodnotu 4,84.



Obr. 172. Tříměsíční bioindikace jedinci 1+ provedené O. Spisarem na LORP a paralelně v Lužním potoce (N = 30 v roce 2008, N = 10 v roce 2015), procentuální úmrtnost v jednotlivých destičkách vyznačena červeně.



Obr. 173. Pobřežní vegetace na ZORP s hojným zastoupením krablice chlupaté (*Chaerophyllum hirsutum*) mechanicky zpevňující břehy a produkující pro perlorodky vhodný detrit.

Příčiny tohoto stavu by bylo také velmi důležité znát kvůli úpravě způsobu péče o ORP a též k využití při provádění luční péče na dalších lokalitách či při případném budování nových ORP.

Bioindikační hodnocení SORP bylo provedeno opakovaně v letech 2012–2016. Částečné výsledky ukazuje Obr. 25. Komplexní vyhodnocení efektů tohoto ORP by bylo potřebné zpracovat v návaznosti na nová měření v hyporeálu na LORP.

ORP Zlatý potok (ZORP, okres Prachatice, povodí Blanice)

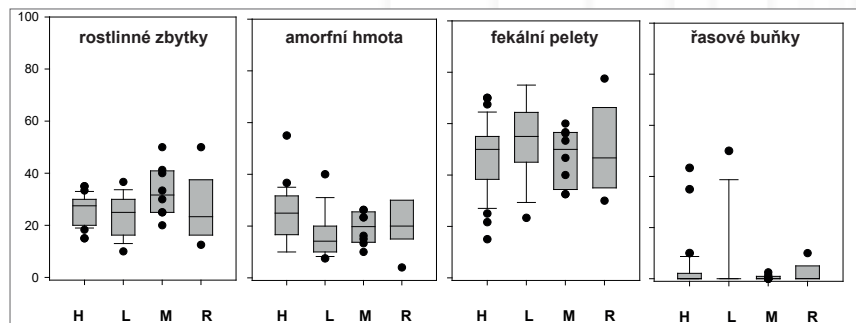
Kompletní realizace ZORP proběhla v roce 2000 s výsadkem odrostlých juvenilních perlorodek místní populace ze záchranného odchovu a usazením postupně doplňované kolonie adultních perlorodek ze splaveninami zahlcených částí hlavního koryta Zlatého potoka.

Provedení tohoto ORP a doplňkového potravního prvku je odlišné. Nejde o stavbu s uměle vytvářeným šterkovištěm a úpravou zeminy se zřizováním dočasně obedněného koryta. Byla využita ruční (rýčová) metoda vytváření podstatně delšího koryta s paralelním potravním prvkem na menším přítoku, při zachování celistvosti pobřežního drnu a navrstvením místního říčního štěrku na dně, pouze v několika vhodných polohách bez stavebních úprav. Náklady na zřízení tohoto typu ORP byly cca 70 tisíc Kč oproti cca 2–3 milionům Kč u každé ze staveb LORP a SORP.

Funkce však je relativně dobrá, proudění vody pod rhizosférou, k zásobení potravou – detritem, zajišťují četné nory hryzců vodních (*Arvicola terrestris*) a dalších půdních živočichů. Vývoj břehové vegetace je příznivý, jak ukazuje Obr. 173. Také luční management při hodnocení v roce 2013 vykázal očekávané zlepšení pH zdejších půd. Nedostatkem je nízká teplota vody (jev společný v různé míře všem ORP), což však musí být řešeno v celém povodí Zlatého potoka nad ZORP.

Příloha 5. Složení detritu ve čtyřech typech prameništ' a faktory charakteristické pro helokreny

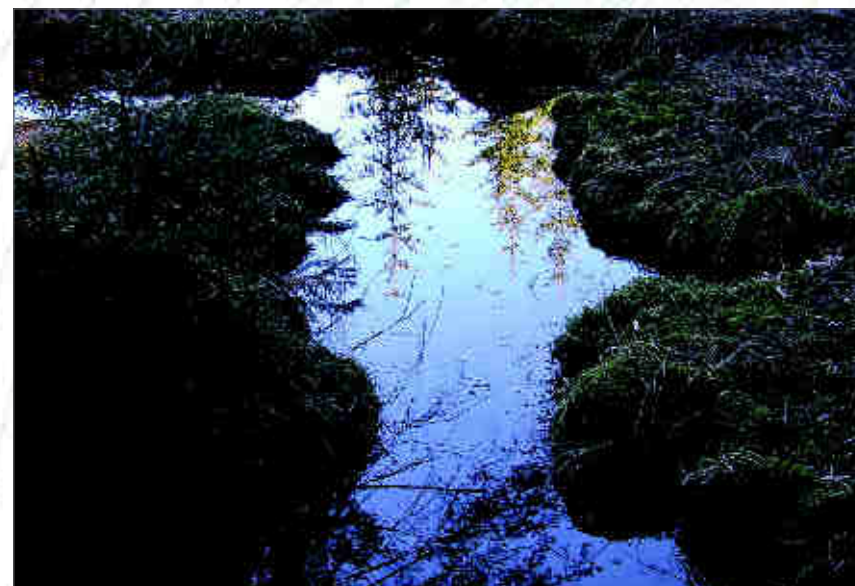
Poznámka k autorům přílohy: Simon, Tichá, Douda a kol., dosud nepublikováno.



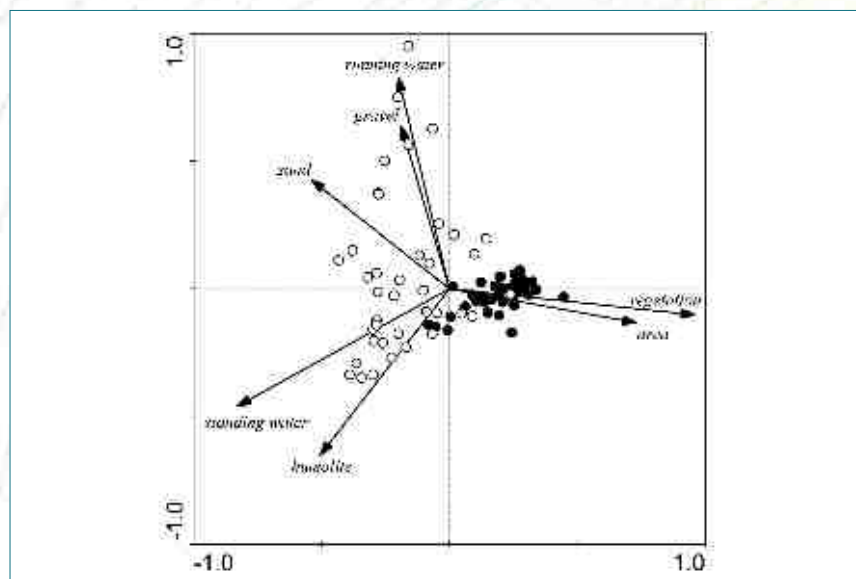
Obr. 174. Složení detritu (v procentech zorného pole) v prameništích čtyř typů (mikroskopická analýza 83 trvalých prameništ' v povodí Blanice). Prameniště helokrenního typu jsou využívána jako zdroj detritu pro odchovy. H – helokren, L – limnokren, M – prameniště s mixem charakteristik, R – rheokren (nepublikovaná data).



Obr. 176a. Ukázka jednotlivých typů prameništ'. Helokren.



Obr. 176b. Limnokren.



Obr. 175. Faktory charakteristické pro helokreny (mnohorozměrná analýza PCA pro 83 prameništ', vysvětlená variabilita 39 % pro první osu a 28 % pro druhou osu) – helokreny černými body. Pro helokreny vychází jako charakteristické vlastnosti zejména velký podíl vegetace v prameništích a větší plocha prameniště.



Obr. 176c. Rheokren.

Příloha 6. Tabulka se všemi typy použitých detritů, s počty juvenilů a délkou testů

Tabulka 6. Přehled laboratorních testů s juvenilními jedinci 1+ (o různé délce trvání) za účelem testování všech typů použitých detritů.

přehled laboratorních testů s juvenilny 1+ a délce trvání 10 nebo 20 dní	počet opakování testu	kód použitý v grafech	Poznámka: kód pro dvojnásobnou koncentraci má na konci 2x
typ detritu filtrovaného přes síto 40 µm (přirozený detrit)			
z depozice Teplá Vltava	60	depozice	lokality odběru označeny jménem
z depozice Blanice	6	Det Blan	
plavený Teplá Vltava	30	plavený	lokality odběru označeny jménem
plavený Blanice	6	Det Blan	
z hyporeálu Teplé Vltavy	30	DetHYPO	lokality odběru označeny jménem
dystrofní detrit z Olšinky	6	DetrOlš	
krmný z prameniště pro chovy	33	Det krm	prameniště označeny kódy
zlepšený detrit (odvozeno od detritu z depozice v Teplé Vltavě lokalita Meandr)			
rozmixovaný detrit	6	DetMIX	
jen homogenizát z rozmixovaného detritu filtrovaný přes síto 1 µm	6	BlancHOM	BlancHOM2x
detrit + homogenizát z detritu	6	DetHOM	DetHOM2x
detrit + homogenizát z bentosu	6	DETHOMBen	
umělé krmivo			
aktivovaný kal z ČOV ředěný 40 µm	6	DetrKAL	
půdní výluh rašelina louka 40 µm	6	DetrRa	
kompostový výluh 40 µm	6	DetrKOM	
homogenizát z bentosu ve vodě 1 µm	6	BlancHom-Ben	
kontrola bez krmení			
25 ml objem nádoby	12	BlancEpru25	60 dnů
25 ml objem nádoby – Petriho miska	12	BlancPETri25	60 dnů
100 ml objem nádoby	12	BlancDoz100	60 dnů
400 ml objem nádoby	12	BlancDoz400	60 dnů
25 ml objem nádoby – Petriho miska (výměna misek)	12	BlPertičist25	60 dnů
25 ml objem nádoby – Petriho miska	12	BlPertistálé25	60 dnů

Příloha 7. Vápníkový metabolismus a dlouhodobé sledování vlivu vápnění na Boubíně 1989–1999

Poznámka k autorům přílohy: Autorem textu je Jaroslav Hruška, dále jej upravil Ondřej Simon.

Subadultní a juvenilní perlorodky s dosud rychlým růstem jsou silně závislé na obsahu vápníku v detritu, což bylo ověřeno sérií pokusů již v devadesátých letech. Jak je popsáno v souhrnné zprávě ze Záchraného programu za období 1996–1999 (HRUŠKA a kol. 2000), nedostatečné zásobení vápníkem může vést až k zmenšování nebo perforaci schránek a úmrtí jedinců. Oproti tomu rozpuštěný vápník působí nepříznivě.

Tento poznatek byl v letech 1993–1998 opakovaně ověřován terénními pokusy (které předcházely návrhu velkých ORP), při kterých byla před odchovou stružku předřazena sedimentační tůň. Odchovná stružka, zřízená na uměle založené šterkové vrstvě, pokryté půdou a vhodnou skladbou vegetace, poskytuje dobré potravní zásobení včetně vápníku pro stavbu schránek mladým perlorodkám, žijícím v intersticiálu. Tato mladá stadia přijímají detrit z opadu kořenového vlášení, který vzniká přímo nad šterkovou vrstvou tohoto zařízení. Je však transportován pouze příčným prouděním mezi meandry uvnitř intersticiálu a nedostává se do volně proudící vody (Obr. 177). Po dobu života v intersticiálu zde mohou mladé perlorodky dobře přirůstat. Při dosažení velikosti více než 2 cm již začínají filtrovat volnou vodu. Nemá-li detrit nesený volnou vodou dostatečný obsah vápníku, růst se zpomaluje a v případě předřazení sedimentační tůně, zachycující vodou přinášený detrit, se růst zastaví. Přitom dochází až k pomalému zmenšování schránek.

Není dosud známo, zda toto zmenšování je přímý důsledek koroze nebo zda je mlž schopen využívat část vápníku z okrajových partií na zpevňování schránky v místech hrozící perforace. Pokusy s umístěním mladých stadií perlorodek do úseku toku s málo kvalitním detritem vedly k úplné perforaci schránek v okolí schránkových vrcholů a následnému úhynu (Obr. 178).

Tyto procesy probíhají přesto, že ve vodě jsou obsaženy iontové formy vápníku v hodnotách kolem 5 mg/l, což potvrzuje hypotézu, že perlorodky mohou jen omezeně využívat iontové formy vápníku z volné vody a jejich vápníkový metabolismus je převážně závislý na vápníku obsaženém v opadu vegetace. Nedostatečné zásobení vápníkem ohrožuje hlavně perlorodky v období intenzivního růstu (mladý režim) ve věku do třiceti roků.

Zajímavé poznatky v tomto směru přineslo hodnocení změn úživnosti detritu pramenné oblasti Cikánského potoka (přítok Blanice) v Boubínském pohoří, kde bylo počátkem devadesátých let prováděno letecké vápnění lesních porostů na severním svahu Boubína. Zásah byl proveden ve dvou vlnách, a to v letech 1990 a 1991, kdy byl aplikován hrubší dolomitický vápenec (0,5 až 6,0 mm) v dávce 3–5 t/ha. Vápněné porosty spadaly do dílčích povodí Pravětínského a Cikánského potoka, kde v současné době perlorodky nežijí. K získání poznatků, jak by se podobný zásah projevoval v úmrtnosti a životních procesech tohoto mlže (perlorodka říční je považovaná za výrazně kalcifóbní druh), pokud by k němu mělo dojít v některém povodí s populací perlorodek, byly již před zásahem instalovány do kontrolních profilů pramenné oblasti klícky s juvenilními perlorodkami a současně byl z těchto profilů odebírána organominerální detritus a provedeny laboratorní bioindikace (růst a mortalita byly hodnoceny v pětidenních intervalech).

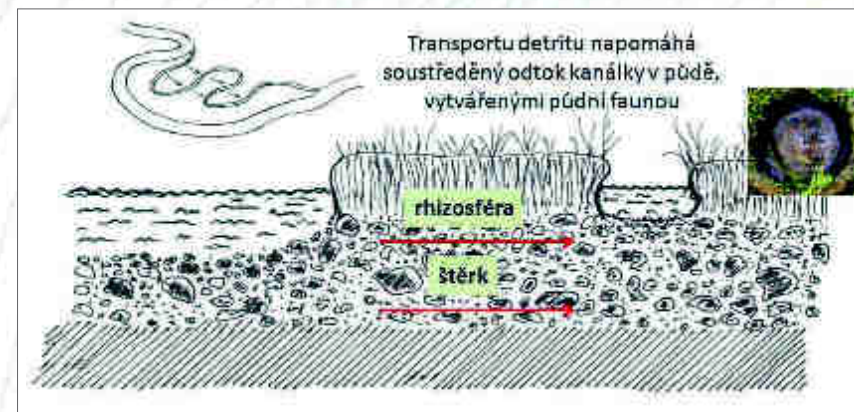
Výsledky ukázaly, že zásahem nedošlo k zvýšení úmrtnosti ve srovnání s kontrolním stanovištěm v NPP Blanice. V kontrolních klíčcích, umístěných v přítokových stružkách v nadmořské výšce 950 až 1000 m nedošlo ani k růstovým změnám jedinců v důsledku nízké teploty vody (vliv teploty vody na růst perlorodek viz HRUŠKA 1992a). Výrazná odlišnost se však projevila při laboratorním testování odebíraného detritu, kdy při teplotě nad 15 °C se začal zvyšovat stupeň rozkladu organických složek

a v této fázi se u juvenilních perlorodek začaly tvořit výrazné přírůstky schránek i tělní hmoty. Srovnávací vzorky detritu z NPP Blanice, které obsahovaly hůře rozkladný organický materiál, umožňovaly jen velmi malé přírůstky.

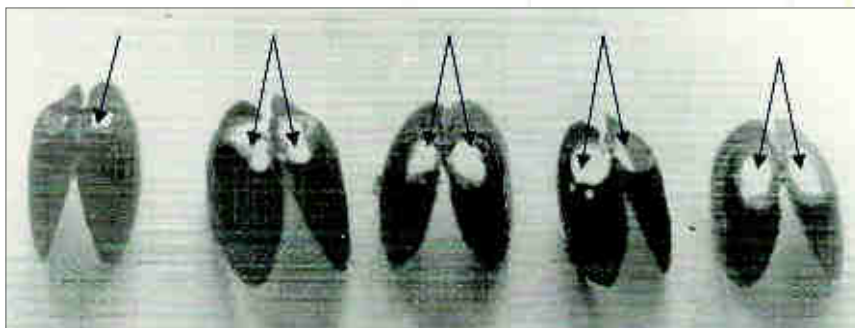
Měřítkem kvality potravy pro tyto filtrátory se tedy ukázala být schopnost rozkladu organických složek detritu, která ovšem nesmí překročit mez možné toxicity a obsahu vápníku v detritu. V **Tabulce 7** jsou uvedeny rozbor detritu Cikánského potoka v době nejlepších přírůstků juvenilních perlorodek ve srovnání s detritem Blanice (viz **Obr. 18**, který porovnává koncentrace vápníku v různých velikých vložkách detritu z prameniště). Průměrné přírůstky délky schránek juvenilních perlorodek 1. růstové periody (velikost 0,5 až 1 mm) v pětidenních bioindikačních pokusech v laboratorním prostředí ukazuje **Obr. 179**. Maxima růstu bylo dosaženo 2 až 3 roky po vápnění lesů, tj. v době, kdy byl dodaný vápník a hořčík již dostatečně obsažen i v odumírajících orgánech vegetace. V dalších letech přírůstky juvenilních perlorodek opět postupně klesaly.

Získané poznatky však nesmí vést k závěru, že plošné vápnění lesů je vhodným opatřením pro zlepšení potravních podmínek v oligotrofních povodích s perlorodkou říční. Tento zásah výrazně urychlí mineralizaci humusu a tím i mineralizaci pramenných vod. Dočasně zlepšená úživnost organického detritu pro mladá stadia perlorodek je přechodným jevem, protože rychlé odbourání zásob organické hmoty aplikací vápence na povrchovou vrstvu půdy vede po vyplavení minerálních složek k dalšímu snižování stability ekosystému.

Poznatky z vývoje úživnosti detritu z Boubínského pohoří však umožnily pochopit příčiny stagnace reprodukce perlorodky říční a vypracovat metody potravního managementu, při kterém je vápník aplikován do kompostů a teprve získaný humusotvorný materiál je vrácen zpět na pobřežní pozemky ve vhodných polohách perlorodkou osídlených toků. Potravou mladých perlorodek však není tento humusotvorný materiál, ale čerstvý opad rostlinných orgánů, následně vyrostlých na zkvalitněné půdě.



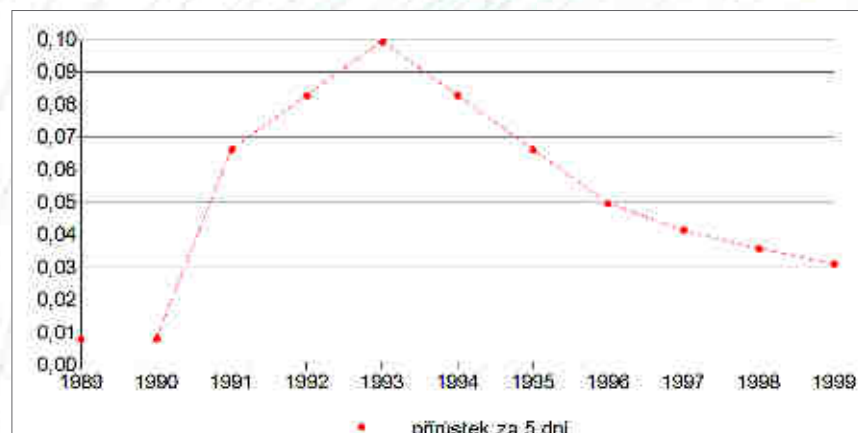
Obr. 177. Podpovrchový průtok vody šterkovou vrstvou mezi meandry ORP nebo stružek v přirozené šterkovité nivě. Produkty opadu jsou vnášeny přímo do intersticiálních prostor v hyporeálu (zvodněného prostředí pode dnem toku) orig. J. Hruška.



Obr. 178. Úplná perforace schránek mladých perlorodek (velikost 5 až 7 mm) na stanovištích s nedosta- tečnou kvalitou potravy v chladném a srážkově bohatém roce (Hruška 1999).

Tabulka 7. Chemické rozbory detritu Cikánského potoka v době nejlepších přírůstků juvenilních perlo- rodek ve srovnání s detritem Blanice.

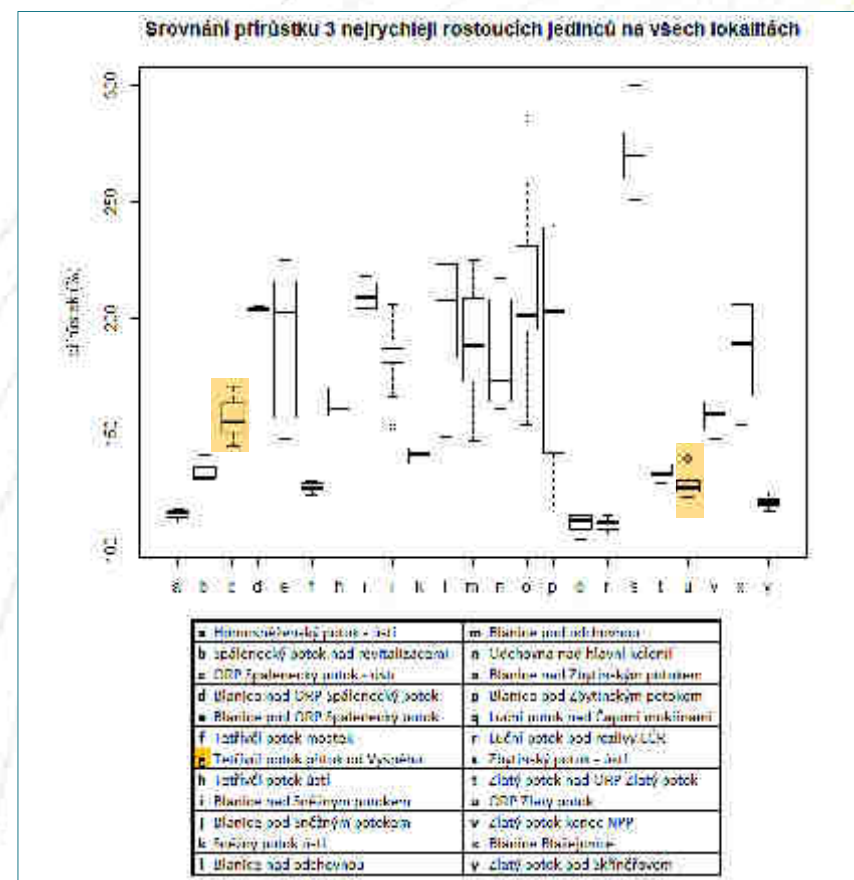
	detrit Blanice stanoviště 14	detrit Cikánský p. stanoviště 3
pH/H ₂ O	5,4	5,4
pH/KCl	5,1	4,9
Ca (mg/kg)	2760	4250
K (mg/kg)	260	209
Mg (mg/kg)	428	654
P (mg/kg)	10	30



Obr. 179. Přírůstek juvenilních perlorodek 1+ uvedený v milimetrech při laboratorním hodnocení vzor- ků detritu z povodí Cikánského potoka ovlivněných leteckým vápněním v letech 1990 a 1991. Váp- něním nedošlo ke změně úmrtnosti jedinců držných v klikách přímo na lokalitě.

Příloha 8a. Procentuální přírůstek jedinců 1+ na všech lokalitách sledovaných v roce 2015 v povodí Blanice a Zlatého potoka (tři nejlepší jedinci z každé destičky)

Na sumárním grafu (Obr. 180) jsou dobře patrné čtyři skupiny profilů: jen s minimálním růstem juvenilů (a, q, r), dále pak skupina přítoků, kde růst byl do 150 % vstupní velikosti (f, k, t, u, y), a tři loka- lity s výskytem perlorodky, kde byl vyrovnaný růst okolo 160 % (SORP, ústí Tetřivčího potoka a Zlatý potok na konci NPP). Zbylé lokality s obvykle velkým rozptylem růstu dosahujícím okolo 200 % leží na hlavním toku Blanice. Mimořádně rychlým a v roce 2015 i vyrovnaným růstem se vymyká Zbytný potok. Blanice pod Zbytným potokem pak ukazuje největší kolísání přírůstku od 160 % do 240 %.

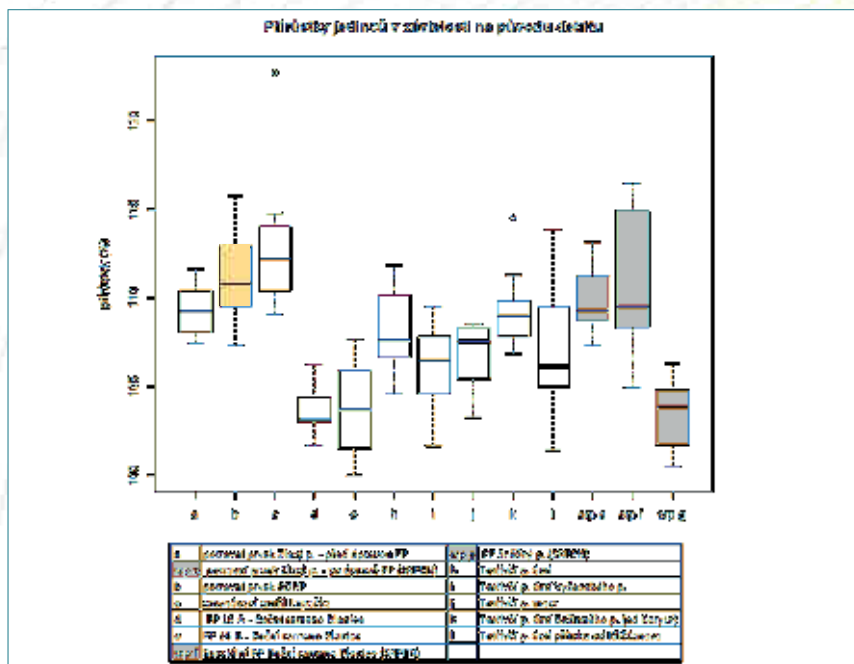


Obr. 180. Procentuální přírůstek jedinců 1+ na všech sledovaných lokalitách v povodí Blanice a Zlatého potoka v roce 2015. Metoda bioindikace – tři nejlepší jedinci z destičky. V hodnocení chybí lokalita g), neboť v průběhu testů vyschla. Žlutě jsou označeny hodnoty z ORP.

Příloha 8b. Procentuální přírůstek jedinců 1+ při laboratorním testu detritu za stálé teploty ze všech lokalit sledovaných v roce 2015 v povodí Blanice

Největší přírůstek byl zaznamenán u detritu z kontrolního profilu Lapačka využívaného při odchovu juvenilů. Detrit ze SORP byl druhý nej kvalitnější (srovnej s výsledky testů IN-situ přímo v chladné vodě ORP). Nízké hodnoty přírůstu byly naopak zjištěny u detritu z hlavního toku Blanice, jakož i ze srpnového odběru 2015 v potravním prvku na Sněžném potoce. U všech hodnot je vidět velká variabilita výsledků. Nejvíce rozkolísané výsledky byly zjištěny u detritu z eutrofizovaného přítoku od Křišťanova a z potravního prvku Blanice odebraného v srpnu.

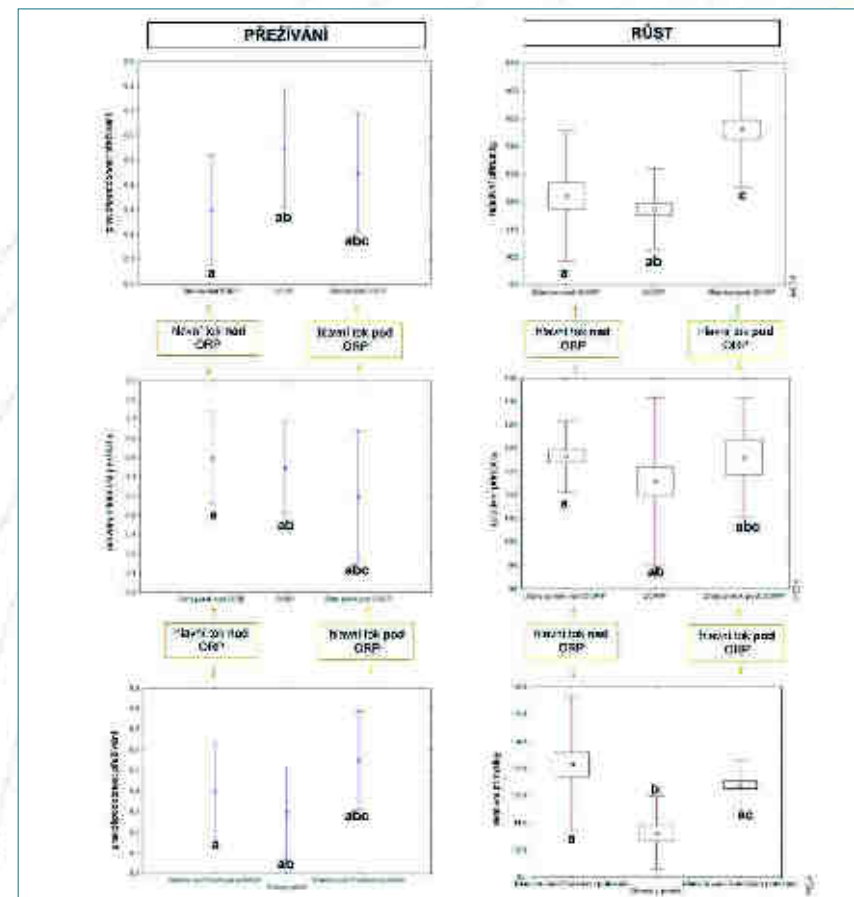
Zde je potřebné upozornit na údaj na Obr. 181, kde je hodnocen procentuální přírůstek jedinců 1+ při laboratorním testu detritu pocházejícího z potravního prvku na Zlatém potoce před jeho technickou úpravou (a) a po jeho úpravě v srpnu téhož roku (b). Tato úprava potravního prvku s režimem periodického rozlivu byla provedena koncem dubna 2015 a vyžaduje nejméně roční funkci, aby mohlo dojít k určitým vegetačním změnám, které budou reagovat na změněný vodní režim. Bude se měnit nejen druhová skladba rostlin, ale i zastoupení potravně významných složek v nadzemní části a rhizosféře. Teprve opad z této vegetace bude vytvářet odlišné potravní zásobení. Hodnocení vlivu realizací úprav v srpnu téhož roku je tedy velmi předčasné, má však svůj význam jako srovnávací hodnota.



Obr. 181. Procentuální přírůstek jedinců 1+ při laboratorním testu detritu (za stálé teploty) ze všech sledovaných lokalit v povodí Blanice v roce 2015.

Příloha 9. Testování ORP v roce 2012 (kopie podle Švanyga a kol. 2013)

Testy ukazují na hlavní limit bioindikací IN-situ, kterým je, pro hodnocení kvality potravy, teplota vody v lokalitě (Obr. 182). SORP je výrazně studenější než hlavní tok Blanice, stejně jako Sněžný potok. V případě ZORP jsou teplotní rozdíly menší, dochází zde odshora dolů k mírnému prohřívání vody v teplé části roku. Přírůstky juvenilů se v SORP nelišily od řeky Blanice nad jeho zaústěním, avšak lokalita na Blanici, pod jeho zaústěním potenciálně ovlivněná detritem vyplavovaným ze SORP, vykazovala lepší přírůstky. Podobnou závislost bylo možné pozorovat i v předchozích letech (B. Dort, nepublikovaná data).



Obr. 182. Bioindikační testování ORP v roce 2012 pomocí jedinců 1+ (2 destičky po 10 jedincích na 1 lokalitě) v průběhu tříměsíční expozice. Písmeny je označeno, zda se série od sebe statisticky průkazně liší (GLM pro binomickou distribuci, ANOVA a Tukeyho test).

Příloha 10. Výňatek z publikace Potravní nároky perlorodky říční a její polopřirozený odchov (Hruška 1999) zaměřený na původní popis metod odchovu

Poznámka k autorům a vzniku **Přílohy 10**: Následující text je zkráceným výňatkem části textů o odchovech z publikace v časopise *Heldia* z roku 1999 vydané v konferenčním čísle časopisu z konference International Congress on Palaearctic Mollusca Symposium (Ecology and Taxonomy of Freshwater Mollusca), která se konala v Salzburgu v únoru 1997. Zde byly mimo jiné komplexně popsány metody odchovu a jeho výsledky do roku 1996. Tato publikace je pro většinu čtenářů obtížně dostupná (časopis *Heldia* již nevychází a originální anglický text není elektronicky dostupný), proto je uveden zde. Text je aktualizován a jsou do něj J. Hruškou doplněny nové fotografie a **Tabulka 8**.

Polopřirozený odchov mladých perlorodek

Předchozí několikaletá ochranná péče (např. úprava stružek nebo bočních koryt, podpora vhodné vegetace na průlničtém podkladu) vytvořila zlepšené potravní podmínky, které umožňují provádět polopřirozený odchov mladých perlorodek přímo na přirozených potravních zdrojích.

Odchov je realizován dvěma základními způsoby, (a) volně v intersticiálu chovných úseků toku nebo (b) ve šterkových klikách, umístěných do chovných úseků toku. Velkou výhodou této metody odchovu je zachování převažujícího podílu přirozených vlivů (proměn skladby potravy v průběhu sezóny, zachování přirozených teplotních cyklů a přirozených způsobů získávání potravy (**Obr. 183**), možnost vytváření přirozených imunitních mechanismů apod.), a to i v případě klikového odchovu. Po šesti letech praktické aplikace je již zřejmé, že zvolený postup je pro záchranný program optimální.

Polopřirozený odchov pro zachování genofundu nebo zlepšení věkové skladby populace perlorodky říční pro jednotlivé lokality bude i nadále prováděn pouze v řízeném chráněném území na Blanici. Současně jsou však revitalizovány původní lokality, včetně úprav k zlepšení potravních podmínek tak, aby do nich mohla být odchovávaná stadia vrácena již po 3–5 letech trvajícím polopřirozeným odchovem. Jde hlavně o speciální úpravy (boční koryta nebo přítoky se založenou infiltrační vrstvou a ochrannou péčí o pobřežní porosty, tzv. ORP). Toto prostředí poskytne mladým perlorodkám refugium do doby, než se podaří obnovit funkci prameniště, vlasečnicové sítě v celém povodí a funkci půdy i jejího vegetačního pokryvu. Pak budou moci perlorodky již dobře dokončit vývoj volně ve dně potoků a říčků.

Postup polopřirozeného odchovu

Polopřirozený odchov se skládá z těchto dílčích postupů, které jsou dále podrobně popsány:

- A** Řízené invadování hostitelských ryb larvami perlorodek původní populace
- B** Řízené invadování ryb a řízený průběh parazitálního vývoje larev
- C** Volný odchov mladých perlorodek původní populace během první růstové periody
- D** Odchov mladých perlorodek, které byly získány metodou řízeného parazitálního vývoje, v průběhu 1. růstové periody
- E** Odchov ve 2. a dalších růstových periodách



Obr. 183. Odchovné postupy musí respektovat změny ve způsobu příjmu potravy u různých starších perlorodek.

A Řízené invadování hostitelských ryb larvami perlorodek původní populace

V chráněném území je připuštěna pouze přirozená reprodukce ryb. Nelze zde tedy do toku vypouštět mladé ryby z umělých odchovů, které by byly před tím invadovány glochidiemi perlorodek. K řízené invazi jsou proto používány pstruzi obecní f. potoční, odlovení v horní části chráněného území. Glochidiemi perlorodek místní populace jsou invadovány ryby všech velikostí, a to koupeli v nádržích s vodou, která obsahuje glochidie perlorodek, až do dosažení optimálního využití plochy žaberního aparátu (podle velikosti 2 000 až 5 000 glochidií). Ryby jsou poté volně vypouštěny zpět do toku. V následujícím roce, v době, kdy se průměrná teplota vody začíná přibližovat hodnotě 15 °C, je opět proveden odlov ryb. Ty jsou následně tříděny do dvou skupin.

V první skupině jsou ryby, které mají žaberní tkáň osídlenou glochidiemi perlorodek z předchozího roku. Tyto ryby zůstávají v odchovném zařízení až do doby uvolnění juvenilních perlorodek. Pak jsou vráceny do dolního úseku chráněného území. Ve druhé skupině jsou ryby, které nejsou invadovány glochidiemi. Ty budou dočasně drženy v odchovném zařízení až do doby dozrání glochidií, aby mohly být invadovány a vráceny do toku. Přes prokázanou schopnost ryb získávat imunitu proti glochidiím perlorodky říční a každoroční opakování postupu již od roku 1984, přetrvávají na velkém počtu ryb glochidie perlorodek v dostatečné hustotě až do doby metamorfózy. Často bývají dobrými hostiteli i pstruzi velikosti 18 až 24 cm.

Uvolňování mladých perlorodek z větších ryb se oproti menším rybám opoždí o 15 až 30 dnů. Zato však uvolněné juvenilní perlorodky mívají vyšší vitalitu a většinou i větší počáteční velikost 0,4 až 0,5 mm oproti 0,3 až 0,4 mm počáteční velikosti jedinců, uvolňovaných o něco dříve z menších ryb.

Každoročně se tak podaří zpětně získat cca 20 % invadovaných ryb. Ostatní ryby migrují v povodí a uvolní mladé perlorodky v přirozeném prostředí. Protože však odlov, řízená invadace a redistribuce hostitelských ryb představuje značný stresový faktor a zásah do přirozeného chodu chráněného ekosystému, je jejich rozsah každoročně snižován. Náhradou jsou pod koloniemi perlorodek zřizovány vegetační převislé břehy, které slouží jako úkryty pro ryby. Do těchto úkrytů vířivé proudy zanáší ve velkém množství glochidie perlorodek, takže zde bývá přirozeným způsobem dosažena vysoká úroveň výsledné invaze. Na úkryty ryb pak buď přímo navazují odchovné úseky toku, kam jsou uvolněné mladé perlorodky zanášeny samovolně nebo je možné určité množství ryb v době před uvolňováním mladých perlorodek v úkrytech odlovit. Ty jsou pak dočasně umístěny do klecí v odchovném úseku, případně do zařízení, ze kterého lze odebírat uvolněné mladé perlorodky do šterkových klíček.

Polopřirozený odchov se tak postupně stále více blíží přirozeným podmínkám. Predační tlak vydry říční vede k stále rychlé obměně rybí obsádky a snižuje tak vliv možného získání imunity ryb k larvám perlorodek.

B Řízené invadování ryb a řízený průběh parazitálního vývoje larev perlorodek cizích populací

V případě řízeného invadování hostitelských ryb glochidii perlorodek odlišných populací, je volen zcela jiný postup. V takovém případě mohou být použity i ryby z umělých odchovů. Používají se nejčastěji pstruzi o velikosti 8 až 12 cm, kteří mají již dostatečnou plochu žaber a přitom je lze snadněji dočasně chovat v zajetí. Ryby jsou invadovány koupelí ve vodě s glochidii perlorodek. Poté jsou drženy v klecích v průtočné vodě po dobu nejméně jednoho měsíce, kdy ještě nelze zvýšenou teplotou urychlit parazitální fázi vývoje mladých perlorodek. Optimální je tyto ryby takto držet až do doby, kdy průměrná teplota vody poklesne k hodnotě 5 °C.

Ryby jsou poté převezeny do akvárií v odchovném zařízení, kde se postupným zvyšováním teploty vody až na 16,5 °C navodí řízený průběh metamorfózy a následného uvolňování juvenilních perlorodek na dno akvárií po dosažení potřebné sumy teplot. Zde se mladé perlorodky shromažďují pod ochranným perforovaným krytem a jsou průběžně odebírány k další fázi odchovu. Ryby jsou po uvolnění juvenilních perlorodek a zpětném pozvolném navykání na teplotu vnějšího prostředí vráceny na původní lokalitu.

C Volný odchov mladých perlorodek původní populace během první růstové periody

Mladé perlorodky uvolněné z hostitelských ryb volně do odchovných úseků toku se dále vyvíjejí zcela přirozeně. Odchovné úseky jim pouze zajišťují optimální průtokové a potravní podmínky. Potravní podmínky jsou optimalizovány ochrannou péčí o pobřežní pozemky.

Pro srovnávací hodnocení, a současně jako bezpečnostní rezerva pro případ možné havárie na toku, je část odchovávané populace držena ve šterkových klíčkách, které jsou umístěny v odchovných úsecích toku. Mladé perlorodky zde mají pro svůj vývoj podmínky velmi blízké podmínkám přirozeným. Klíčkami protéká voda nesoucí přirozenou potravu, je zde zachována přirozená dynamika fyzikálních a chemických parametrů vodního prostředí, mladé perlorodky se mohou v omezeném prostoru volně pohybovat ve šterkové vrstvě nebo vystupovat na její povrch. Okatost síťoviny, která tvoří stěny klíček pro první růstovou periodu je 0,25 mm, náplň tvoří separovaný písek o velikosti zrna

1–2 mm. V tomto typu klíčky se mladé perlorodky odchovávají až do konce 3. růstové periody, kdy svou velikostí přesahují velikost zrn pískové náplně a lze je na sítu snadno odseparovat.

D Odchov mladých perlorodek, které byly získány metodou řízeného parazitálního vývoje, v průběhu 1. růstové periody

Odlišně probíhá odchov mladých perlorodek, které byly získány v akváriích pomocí teplotou řízeného parazitálního vývoje (např. odchovy pro cizí lokality). Doba jejich uvolnění z ryb spadá do pozdního podzimu a do zimních měsíců. Zde je proto nutné výjimečně používat dočasný odchov v umělém prostředí. Protože nejmladší stadia perlorodek do doby vytvoření filtračního aparátu pláště žijí výhradně v intersticiálních prostorech dna, s velmi pomalým prouděním vody a potravu získávají aktivním sáním, případně i vířením sedimentů, ukázalo se při srovnávacích pokusech jako nejvhodnější použít pro tuto relativně krátkou dobu 2 až 3 měsíců odchov v nádržkách se stagnující vodou, která je vyměňována v pětidenním intervalu společně s potravou.

Potravu tvoří organominerální detrit, produkovaný rhizosférou v polopřirozených odchovných zařízeních. Jde tedy o stejný typ potravy, který je využíván v přírodě. Teplota je udržována v rozmezí 16 až 18 °C. Detrit se před použitím scezuje přes síto 0,04 mm a je dávkován v množství, které po sedimentaci vytvoří na dně nádržky vrstvu cca 2 mm silnou. Při periodické výměně vody a potravy jsou odchovávané perlorodky odděleny na sítu a podrobeny kontrole. Zjišťována je úmrtnost, přírůstek schránek a celková vitalita, přičemž jsou z chovu oddělování uhynulí, nemocní a podezřelí jedinci. Růst v umělém odchovu na přirozené potravě má shodnou růstovou křivku s polopřirozeným odchovem. Po dosažení relativního přírůstku cca 250 % u skupiny nejvitalnějších jedinců, je na sítěch provedeno oddělení nejslabších nerostoucích jedinců (propadnou sítím 0,35 mm) a vitálních jedinců (jsou zadrženi sítím 0,5 mm), případně ještě i velmi vitálních jedinců (jsou zadrženi sítím 0,65 mm).

Takto vytríděné mladé perlorodky jsou umístěny do chovných šterkových klíček. Nádob s klíčkami je potřeba postupně ochladit až na teplotu volného toku. Poté jsou klíčky umístěny do venkovních polopřirozených odchovných systémů. Tento úkon je proveden bezprostředně po dosažení potřebných 250 % relativního přírůstku u vitálních jedinců (z 0,4 mm na 1 mm), bez ohledu na velikost méně vitálních jedinců.

Po tomto intenzivním růstu nastupuje odpočinková fáze podobně jako v přírodním prostředí. V případě zakládání klíček do venkovního prostředí v průběhu zimy je odpočinková fáze kratší než v přirozeném cyklu. Dosavadní poznatky však ukazují, že je postačující. Po přirozeném nástupu teplot vodního toku nad hranici 10 °C v měsíci květnu pak u tohoto způsobu odchovu začíná již 2. růstová perioda. Po jejím skončení již nastoupí přirozený odpočinkový a růstový cyklus. Střídání růstových a odpočinkových period je nutné zachovávat. Při prodloužení doby odchovu v umělých podmínkách rychle nastupuje úmrtnost méně vitálních jedinců. Nejsilnější jedinci často přirůstají dále, v průběhu jejich růstu se však začínají objevovat různé dlouhé prodlevy, které následně vedou k vysilení a často i k úhynům.

Po dobu umělého odchovu juvenilních perlorodek v nádržkách s detritem je vhodné zde společně chovat určité menší množství perlooček druhu *Pleuroxus truncata*. Tyto perloočky čistí povrch schránek mladých perlorodek a zbavují je zbytků slizu a fekálních peletů. Zajišťují tak perlorodkám dobrou přirozenou sanitární službu.

E Odchov ve 2. a dalších růstových periodách

V polopřirozených odchovných zařízeních probíhá vývoj volně vypuštěných jedinců pouze při řízení průtokových poměrů a ochranné péči o dobrou funkci rhizosféry pobřežních pozemků.

U jedinců chovaných ve šterkových klíčcích je nutné podle vzniklé situace provádět kontrolu průtočnosti sítěk. Klíčky, které jsou ponořeny do průtočného profilu dna, téměř nevyžadují údržbu. Ty však vyhovují pouze pro jedince s délkou schránky menší než 2 mm. Větší jedinci musí mít možnost filtrovat i volně tekoucí vodu. Proto jsou po dosažení této velikosti přemístěni do nových klíčků s větší okatostí.

Od 3. růstové periody lze používat krycí sítěky s oky 1,4 mm a naplnit se zrný šterku o velikosti 2–4 mm. Tyto klíčky jsou uchyceny na kamenech ve volném proudu a mladé perlorodky v nich volí mezi získáváním potravy zachycené v sedimentu nebo potravy volně nesené vodou. **Tabulka 8** ukazuje schéma základního odchovného cyklu do pěti let věku. Na **Obr. 184** jsou pak dokumentovány největší odchované perlorodky ve stáří 62 měsíců od opuštění hostitelské ryby (v roce 1996). Tutéž věkovou skupinu v době vstupu do plodnosti dokumentuje **Obr. 31b** (z roku 2007).

Tabulka 8. Polopřirozený odchov s teplotně řízenou metamorfózou a klíčkovým odchovem do 5. růstové periody při očekávaném výstupu 500 jedinců (základní odchovný cyklus).

růstová periody (počátek)	vstupní počet (ex.)	počet na klíčku (ex.)	počet klíček	zrno písku (mm)	oko síta (μm)	věk (měsí ce)	průměrná délka schránky (mm)	maximální délka schránky (mm)	minimální délka schránky (mm)	průměrný relativní přírůstek (%)	plnění klíček
1.	5 000	500	10	dóza s výměnou vody a detritu á 5 dní, bez písku		0	0,4	0,5	0,3		
2.	500 až 2500	250	10	1 až 2	333	2	1	1,2	0,9	250	separovaný písek 1 až 2 mm
3.	500 až 750	150	5	2 až 4	700	14	2,8	3,8	2,1	280	koncem 2. růstové periody je možné část optimálně rostoucích oddělit na síto, ostatní nechat další rok
4.	500 až 600	100	6	2 až 4	700	26	5,4	8,5	4	193	koncem 3. růstové periody oddělit zbytek a dát do klíčky s pískem 2 - 4 mm
5.	cca 500	50	10	2 až 4	700 - 1400 podle velikosti	38	8,9	12	6,7	165	dále zůstává písek 2 až 4 mm
						50	13,2	17,6	11,1	148	koncem 5. růstové periody

Optimální růst mladých perlorodek

Protože stanovištní podmínky biotopu mohou podstatně ovlivnit růst mladých perlorodek, ale též dobu života a reprodukční schopnost populace, je často diskutovaným problémem optimální rychlost růstu. Revitalizaci vybraných povodí je potřeba směřovat spíše k biotopu, který bude perlorodce říční umožňovat pomalý růst a dlouhou dobu přežívání. Splnit tento záměr však není jednoduché, vzhledem k velkému narušení pufracích schopností a celkových vlastností půd pramenných oblastí perlorodkových toků.

Hlavní rozdíl mezi biotopy rychleji rostoucích krátkověkých forem a pomalu rostoucích dlouhověkých forem je zřejmě tento:

(a) Krátkověké formy perlorodek s rychlým růstem žijí ve vodách, do kterých z povodí vstupuje trvale větší množství nutričně bohatých organických látek. V intersticiálu dna bývají pro vývoj

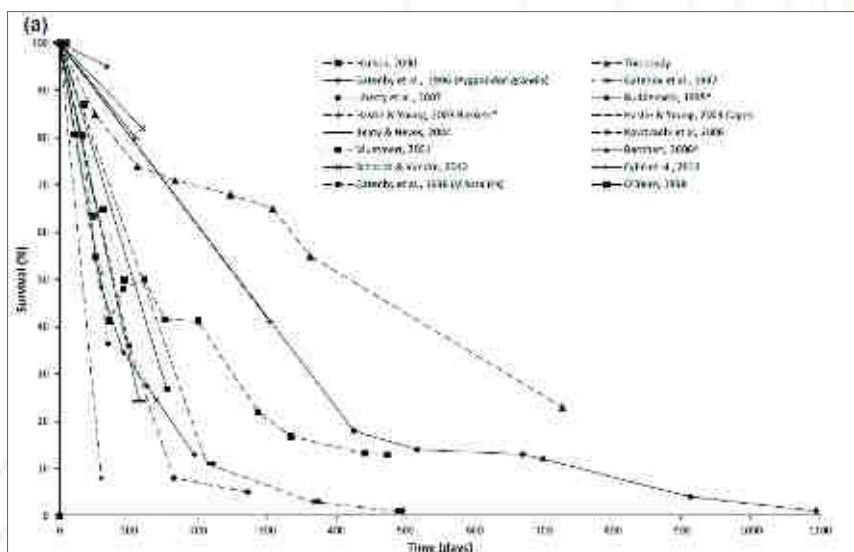
mladých perlorodek zhoršené kyslíkové poměry (rozkladné procesy a malá průtočnost), a proto se musí mladé perlorodky zdržovat blízko povrchu. Protože však volně tekoucí voda přináší dostatek výživných látek, mohou zde mladé perlorodky dobře přirůstat. Tato krátkodobá výhoda je však následně potlačena nutností přejít na vyšší stupeň látkové výměny. To sebou přináší podstatné zkrácení doby života a snížení reprodukčního potenciálu.

(b) Dlouhověké formy perlorodek s pomalým růstem žijí v tocích, kam volný proud přináší jen málo výživnou potravu. Zato intersticiál dna může být z rhizosféry pobřežních pozemků zásobený dostatečně výživnou potravou. Mladá stadia perlorodek mají tedy i zde podmínky k dostatečně rychlému růstu, pokud však není funkce půdy a vegetace oslabená. V průběhu svého růstu mohou mladé perlorodky postupně střídát oba potravní zdroje. V dospělosti již odebírají méně výživnou potravu pouze z volné vody a rychlost jejich růstu poklesne. V takovém případě nastávají optimální podmínky pro růst jedince i pro celkovou prosperitu populace. Bez ochranné péče však biotopy dlouhověkých forem perlorodek již takové funkce nejsou schopny. Naděje je spíše v dobrém sladění obou forem potravního zásobení. Proto byl záchranný program zaměřen hlavně tímto směrem a polopřirozený odchov perlorodek je pojat jako jeho dílčí součást, která slouží jednak k zachování genofondu jednotlivých populací a také k trvalé bioindikaci změn v ekosystému v průběhu revitalizačních zásahů. Základním cílem však je revitalizace povodí do té míry, aby byla možná obnova přirozeného rozmnožování.

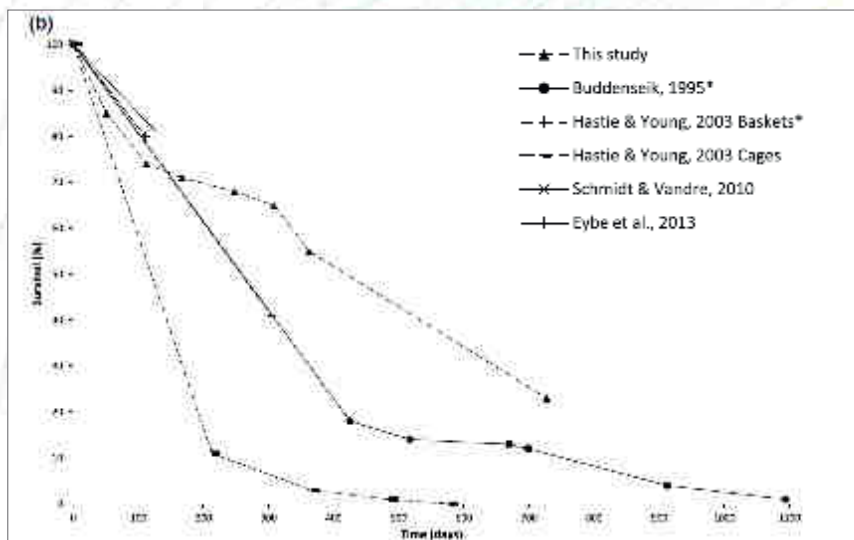


Obr. 184. Dosud největší odchované perlorodky ve stáří 62 měsíců po opuštění hostitelské ryby, měřeno v září 1996 (foto převzato z Hruška 1999).

Příloha 11. Úmrtnost juvenilních mlžů v chovech



Obr. 185a. Úmrtnost juvenilních mlžů v chovech – všichni mlži.



Obr. 184b. Úmrtnost juvenilních mlžů v chovech – chovy perlorodek. (Převzato z publikace LAVITTOIRE a kol. 2015).

Příloha 12. Popis missourského kamene (mussel silo) pro držení mlžů v toku

METHODS FOR LABORATORY CULTURE AND FIELD CAGING OF FRESHWATER MUSSELS.

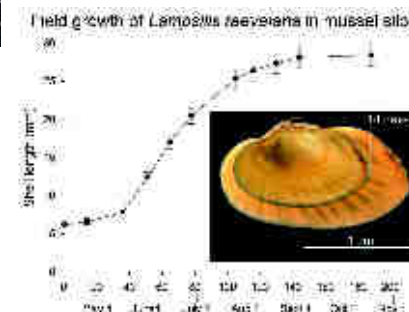
M. Chris Barnhart, Biology Department, Missouri State University, Springfield, MO USA



4) Mussel silo: This portable cage system was developed for deployment of small groups of juvenile mussels in rivers. Each silo consists of a concrete hemisphere weighing approximately 10 kg and containing a 5-cm diameter inner chamber with screen ends. Water flow over the hemisphere creates a Bernoulli effect that draws water through the chamber. Silos must be used on coarse substrate so that water can enter from underneath. Silos are stable during spates. They permit excellent growth in suitable conditions, and are useful for field bioassays.



2 months growth in mussel silo



Obr. 186. Popis missourského kamene (mussel silo) pro držení mlžů v tocích. Výňatek je převzat z posteru M. Ch. Barnharta, Missouri State University, USA.

Příloha 13. Rámcová směrnice č. 2 péče o les podle souborů lesních typů na účelových bezlesích

Tabulka 9. Rámcová směrnice č. 2 péče o les podle souborů lesních typů na účelových bezlesích určující dřevinnou skladbu a způsoby hospodaření na těchto pozemcích.

Číslo směrnice	Kategorie lesa		
2	les zvláštního určení (32a)		
Předpokládaná cílová druhová skladba dřevin			
SLT	Dřeviny v cílové druhové skladbě (%)	SLT	Dřeviny v cílové druhové skladbě (%)
6P	JD 5, SM 4, BK 1, BO, BR, OS	7P	SM 8, JD 2, BK, BO, KL, BR
6V	JD 4, SM 3, BK 3, KL, JS, OLS	7V	SM 7, JD 1, BK 1, KL 1, JS, BR, OLS
6G	SM 5, JD 4, OLS 1, BK, BO, BR	7G	SM 8, JD 2, OLS, BO, BRP, JR
Porostní typ			
ÚČELOVÉ BEZLESÍ			
Základní rozhodnutí			
Hospodářský způsob (forma)			
výběrný			
Obmýti		Obnovní doba	
fyzický věk		nepřetržitá	
Dlouhodobý cíl péče o lesní porosty			
Trvalá bezlesí – podmáčená luční společenstva a prameniště s řídce rozmístěnými jednotlivými stromy a skupinkami listnatých i jehličnatých dřevin, různověké porosty nejvýše na 20 % plochy.			
Způsob obnovy a obnovní postup, včetně doporučených technologií			
Převážně jen přirozená obnova, uměle jen výjimečně dosadba listnáčů mimo mrazové polohy v případě potřeby. Trvalé odstraňování dřevin, které stíní prameniště a malé vodní toky od jihu a jihozápadu.			
Způsob zalesnění, stanovení druhů a procento melioračních a zpevňujících dřevin při obnově porostu			
Lokality bezlesí nezalesňovat a neodvodňovat			
Dřeviny uplatňované při zalesnění za použití umělé obnovy (%)			
SLT	druh dřeviny	komentář k způsobu použití dřeviny při umělé obnově	
	OLS, VR, BR, BRP	pouze výjimečně	
Péče o nálety, nárosty a kultury a výchova porostů, včetně doporučených technologií			
Bez nutnosti péče, průběžná redukce počtu jedinců tak, aby nedošlo k zarůstání plochy bezlesí dřevinami, zejména pak zamezit zastínění vlásečnicových toků na prameništích.			
Opatření ochrany lesa včetně doporučených technologií			
Výsadby listnáčů chránit před poškozením zvěří.			
Provádění nahodilých těžeb včetně doporučených technologií			
Jen výjimečně v případě potřeby.			
Poznámka			
Veškeré činnosti provádět tak, aby nedošlo k narušení půdního povrchu (nejlépe v období sucha nebo mrazu), případné poškození ihned sanovat tak, aby se zabránilo povrchovým splachům a erozi.			

Příloha 14. Rámcová směrnice č. 1 péče o les podle souborů lesních typů (porostní typy A a B)

Tabulka 10. Rámcová směrnice č. 1 péče o les podle souborů lesních typů v porostním typu A (smrkové lesy) a v porostním typu B (listnaté a smíšené lesy) určující dřevinnou skladbu a způsoby hospodaření v těchto lesích.

Číslo směrnice			
1			
Předpokládaná cílová druhová skladba dřevin			
SLT	Dřeviny v cílové druhové skladbě (%)	SLT	Dřeviny v cílové druhové skladbě (%)
6K	SM 4, BK 4, JD 2, BO, JR	7O	SM 7, JD 3, BK, BO, KL, BR
6O	JD 5, SM 3, BK 2, OLS, OS	7P	SM 8, JD 2, BK, BO, KL, BR
6P	JD 5, SM 4, BK 1, BO, BR, OS	7V	SM 7, JD 1, BK 1, KL 1, JS, BR, OLS
6V	JD 4, SM 3, BK 3, KL, JS, OLS	7G	SM 8, JD 2, OLS, BO, BRP, JR
6G	SM 5, JD 4, OLS 1, BK, BO, BR		
Porostní typ A		Porostní typ B	
porosty smrkové		porosty listnaté a smíšené	
Základní rozhodnutí			
Hospodářský způsob (forma)		Hospodářský způsob (forma)	
podrostní, násečný, výběrný		výběrný	
Obmýti	Obnovní doba	Obmýti	Obnovní doba
120, nepřetržitě	40 – nepřetržitá	-	nepřetržitá
Dlouhodobý cíl péče o lesní porosty			
stabilita porostů, zvýšení podílu melioračních a zpevňujících dřevin (MZD)		přirozená druhová i věková skladba	
Způsob obnovy a obnovní postup, včetně doporučených technologií			
malé obnovní prvky, jednotlivý a skupinový výběr, kolem vodotečí a pramenišť udržovat volný zápoj a světliny		jednotlivý i skupinový výběr, kolem vodotečí a pramenišť udržovat volný zápoj a světliny	
Způsob zalesnění, stanovení druhů a procento melioračních a zpevňujících dřevin při obnově porostu			
maximální využití přirozené obnovy, podpora a vnášení JD, KL a BK (min. podíl 10 %)		bez zalesňování, pouze přirozená obnova	
Dřeviny uplatňované při zalesnění za použití umělé obnovy (%)			
SLT	druh dřeviny	komentář ke způsobu použití dřeviny při umělé obnově	
6K, 6O, 6P, 6V, 7O, 7P, 7V	JD, BK, KL	výsadby do obnovních prvků na vhodná stanoviště	
6G, 7G	JD, OLS		
Péče o nálety, nárosty a kultury a výchova porostů, včetně doporučených technologií			
Důraz na přirozenou druhovou skladbu a na zvýšení stability porostu uvolňováním perspektivních jedinců cílových dřevin, u smrku podpora vzniku hustých, dlouhých korun. Porosty podél vodotečí a pramenišť prosvětlovat.			

Tabulka 10. Pokračování.

Opatření ochrany lesa včetně doporučených technologií
Ochrana výsadeb jedle a listnáčů proti zvěři, použití chemických prostředků vzhledem k nutné ochraně vody omezeno na mechanicky působící repelenty nebo přípravky s atestem neškodnosti pro juvenilní jedince druhu <i>Margaritifera margaritifera</i> .
Provádění nahodilých těžeb včetně doporučených technologií
Zlomy a vývraty atraktivní pro kůrovce zpracovávat, v případě napadení podkorním hmyzem provést nezbytnou asanaci. Souše a vývraty na dopravně méně přístupných místech ponechávat (dřevní hmotu však z vodotečí vyklízet).
Poznámka
Při těžbě a přibližování dřeva nesmí docházet k významnému poškození porostu a přirozeného zmlazení. Nepřípustné je zejména narušení půdního povrchu s následkem splachů a eroze.

Příloha 15. Období nevhodná ke hnojení

Poznámka k autorům Přílohy 15: převzato a upraveno z metodiky Klír a Kozlovská (2012).

**Tabulka 11. Období nevhodná k plošné aplikaci hnojiv na zemědělských pozemcích (dle metodiky Klír a Kozlovská 2012). Vysvětlivky: *) Klimatický region pro jednotlivé půdní bloky udává první číslice tzv. bo-
nitované ekologické půdní jednotky (BPEJ). Klimatické regiony 6–9 jsou regiony spíše vlhčí a chladnější
a je u nich proto aplikováno delší období nevhodné k hnojení; **) Používání hnojiv s pomalu uvolnitel-
ným dusíkem platí i pro upravené kaly; ***) Uváděné termíny jsou v platnosti od 1. 1. 2014 (nevztahují
se však na kukuřici pěstovanou na zrna).**

Zemědělský pozemek s pěstovanou plodinou nebo připravený pro založení porostu plodiny		Období nevhodná ke hnojení	
Plodina nebo kultura	Klimatický region*	Hnojiva s rychle uvolnitelným dusíkem	Minerální dusíkatá hnojiva
Plodiny na orné půdě (mimo travních a jetelovinotravních porostů), trvalé kultury	0–5	15. 11.–31. 1. (1. 11.–31. 1. ***)	1. 11.–31. 1. (pro ozimou řepku a ozimou pšenici) 15. 10.–31. 1. (pro ostatní plodiny)
	6–9	5. 11.–28. 2. (15. 10.–28. 2. ***)	15. 10.–15. 2. (pro ozimou řepku a ozimou pšenici) 1. 10.–15. 2. (pro ostatní plodiny)
Travní (jetelovinotravní) porosty na orné půdě, TTP	0–5	15. 11.–31. 1. (1. 11.–31. 1. ***)	1. 10.–28. 2.
	6–9	15. 11.–28. 2. (15. 10.–28. 2. ***)	15. 9.–15. 3.
Používání hnojiv s pomalu uvolnitelným dusíkem** na orné půdě je nevhodné v období 1. 6.–31. 7. (pokud nebudou následně pěstovány ozimé plodiny nebo meziplodiny) a v období 15. 12.–15. 2. Používání hnojiv s pomalu uvolnitelným dusíkem na trvalých travních porostech je nevhodné v období 15. 12.–15. 2.			

Příloha 16. Souhrn zásad pro používání hnojiv a statkových hnojiv na svažitých pozemcích a v okolí útvarů povrchových vod

Poznámka k autorům Přílohy 16: převzato a upraveno z metodiky KLÚR a KOZLOVSKÁ (2012).

Na svažitých pozemcích existuje zvýšené riziko znečištění vody erozí půdy, povrchovým smyvem aplikovaných hnojiv, statkových hnojiv nebo exkrementů pasených zvířat a vyplavování dusičnanů podpovrchovým odtokem. Výše rizika ztrát dusíku závisí na půdně-klimatických podmínkách stanoviště, tvaru pozemku, délce, členitosti a expozici svahu, pěstovaných plodinách, zpracování půdy a použitých hnojivech a statkových hnojivech.

Na lehkých písčitých půdách s dobrou infiltrací obecně převládá vyplavení, naopak na těžkých jílovitých půdách je vyšší riziko povrchového odtoku. Při používání hnojiv a statkových hnojiv na zemědělské půdě je nutné zabránit jejich přímému vniknutí do povrchových vod, či následnému smyvu hnojiva a statkového hnojiva povrchovým odtokem. Důležitý je požadavek na jejich včasné zapravení do půdy. Do vody se nesmí nekontrolovaně dostat minerální hnojiva, ale ani organické látky obsažené např. v kejďe, močůvce, hnojůvce a silážních šťávách. Při jejich rozkladu je totiž z vody odnímán kyslík, který pak chybí vodním živočichům. Dalším nebezpečím jsou i škodlivé mikroorganismy a paraziti pocházející z výkalů hospodářských zvířat. Přímou také škodí čpavkový dusík i některé další látky obsažené ve statkových hnojivech.

Tabulka 12. Souhrn zásad pro užívání hnojiv a statkových hnojiv na svažitých pozemcích. Dusíkatými hnojivými látkami se rozumí: minerální dusíkatá hnojiva, organická, organominerální a statková hnojiva. Doporučení vycházejí z požadavků na hospodaření ve zranitelných oblastech, podle nařízení vlády č. 262/2012 Sb., jejich dodržování je povinné ve zranitelných oblastech (formou akčního programu) a doporučené mimo zranitelné oblasti. Další informace o zařazení do zranitelné oblasti a podmínkách hospodaření lze získat na Portálu farmáře (www.eagri.cz).

Pozemek	Sklonitost	Ochranný pás	Opatření
V blízkosti povrchových vod*		nejméně 1 m	uchovat původní porost
V blízkosti povrchových vod	nad 7°	nejméně 25 m	nehnojit tekutými statkovými hnojivy
S ornou půdou bez porostu	nad 3°		neprodleně zapravit dusíkaté hnojivé látky do půdy (do 24 h)
S ornou půdou bez porostu	nad 12°		bez aplikace dusíkatých hnojivých látek (s výjimkou hnoje a kompostu)
TTP	nad 7°		omezení jednorázové dávky na 80 kg celkového N.ha ⁻¹
Pastvina**	nad 17°		nutné vyloučit pastvu skotu

* Při používání hnojiv a statkových hnojiv na zemědělské půdě je nutné zabránit jejich přímému vniknutí do povrchových vod, či následnému smyvu hnojiva a statkového hnojiva povrchovým odtokem. Z důvodů zvýšené ochrany vody je třeba uchovat v šířce nejméně 1 m od břehové čáry původní porost.

** Na pastvinách nesmí dojít k nevratnému poškození drnu a rozbahnění povrchu, ani v případě celoročního pobytu zvířat.

Příloha 17. Systematické odstupňování pásem péče o pozemky v okolí vodních toků

Je potřeba usilovat o vhodné využívání nelesních ploch, které doplňují vodohospodářská, stavební a další opatření a které slouží současně ochraně vod, ochraně přírody a zachování druhové rozmanitosti – a to odlišně podle vzdálenosti od pramenišť, mokřadů a toků.

K zajištění vhodného způsobu využívání by měly být preferovány dohody s vlastníky pozemků s možností finanční podpory.

Příkladem aplikace tohoto principu diferencované péče je PP Horní Malše.

Pásmo I – je definováno v ZCHÚ jako veškeré rozlohy všech pozemků; v ochranném pásmu ZCHÚ po obou stranách břehů toků, pramenišť a mokřadů, každé minimálně 10 m široké, oddělovací a pufrací pásmo u pramenišť a podél toků.

Pozemky v pásmu I

- hospodářsky nevyužívat, případně pouze provádět management k podpoře funkce biotopů,
- odstranit nežádoucí porosty a případné nežádoucí stavební úpravy,
- celé toto pásmo postupně přiblížit přírodnímu stavu prostředí,
- v případě potřeby nutné blokovat sukcesí dřevin tak, aby nedocházelo k nadměrnému zastínění toků.

Pásmo II – nachází se v ochranném pásmu ZCHÚ, počínající nejbližší 10 m a sahající nejméně 50 m od břehů toků, pramenišť a mokřadů.

Pozemky v pásmu II

- možné jen extenzivní využívání ploch v celém inundačním nebo pramenném území,
- žádné obdělávání půdy – pouze trvalé louky bez pastvy,
- žádné používání biocidů,
- žádné hnojení minerálními hnojivy nebo rychle rozkladnými organickými hnojivy, močůvkou, kejďou, fekáliemi, kaly, fugátem, průmyslovými komposty apod.
- případné hnojení je možné pouze kvalitním travním nebo hnojním kompostem z místní produkce.

Pásmo III – v ochranném pásmu ZCHÚ, počínající nejbližší 50 m a sahající nejméně 100 m od toku, pramenišť a mokřadů.

U pozemků odvodněných systematickou drenáží se drenážní soustava považuje za vodní tok

v částech povodí po 1. závěrný profil:

- extenzivní využívání ploch v údolnicích toků,
- žádné používání biocidů,
- žádné obdělávání půdy,
- pouze trvalé louky s možností pastvy skotem a ovci max. 0,35 VDJ na skutečně pasený hektar a velikost stáda do 50 ks, bez hnojení nebo s hnojením jako v pásmu II, úhor, křoviny a les.

v částech povodí po 2. závěrný profil:

- bez používání biocidů,

- možnost dělených dávek organických a minerálních hnojiv v množství, které bude doporučeno podle charakteru pozemku a stavu půd s ohledem na zajištění ochrany vodního prostředí,
- pouze trvalé louky s možností pastvy skotem a ovci max. 0,5 VDJ na skutečně pasený hektar a velikost stáda do 100 ks.

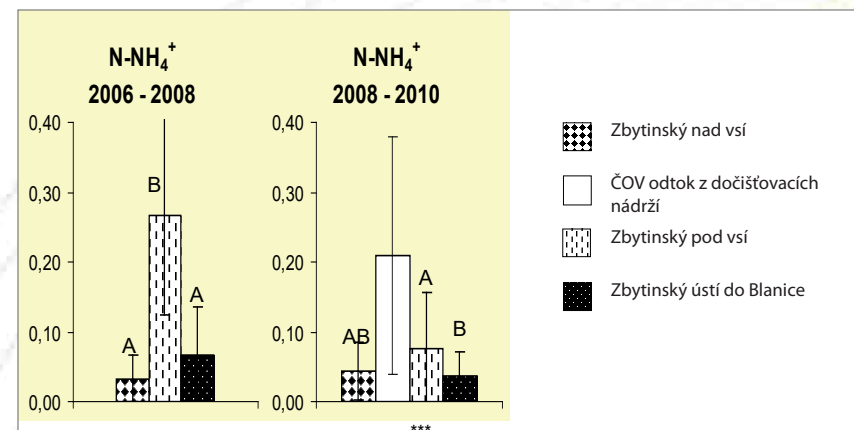
Pásmo I–III: V celém ZCHÚ a OP ZCHÚ je nutné striktně vyloučit zimoviště, košary a shromažďovací ohrady, protože v nich dochází k trvalému poškození půdního povrchu, erozi a splavování živin z exkrementů zvířat do povodí. Stejně tak jsou zde vyloučena polní hnojiště, silážní hromady a skladování siláže v silážních vacích.

Příloha 18. Efektivnost nízkozátěžových dočišťovacích rybníků v obci Zbytiny

Změnu kvality vody na příkladu srovnání hodnot amoniakálního dusíku (pro perlorodky silně toxické formy dusíku) na výtoku Zbytinského potoka z obce Zbytiny v letech před stavbou (2006–2008) a po výstavbě (2008–2010) soustavy ČOV s dočišťovacími biologickými rybníky zobrazuje **Obr. 187**.

Lze si všimnout výrazného úbytku amoniakálního dusíku v ústí Zbytinského potoka do Blanice po vybudování dočišťovacích nádrží v porovnání s hodnotami z let 2006–2008 před realizací těchto nádrží. V rámci celého systému se přítomnost amoniakálního dusíku ve vodě snížila téměř o 75 % oproti hodnotám, které obsahovala voda Zbytinského potoka před zavedením čištění.

Sérii těchto nádrží zobrazuje **Obr. 188**.



Obr. 187. Změna hodnoty amoniakálního dusíku na různých profilech Zbytinského potoka před a po zavedení ČOV s dočišťovacími rybníky.



Obr. 188. Soustava čištění odpadních vod v obci Zbytiny s dočišťovacími rybníky (zdroj: Mapy.cz, © Seznam.cz, a.s., © TopGIS, s.r.o.).

Příloha 19. Přehled biotopů a vhodné typy obhospodařování

Tabulka 13. Přehled různých typů stanovišť podle Katalogu biotopů ČR (CHYTRÝ a kol. 2010) a vhodné způsoby obhospodařování.

Přírodní stanoviště	Typ managementu				stanoviště významné pro perlorodku z hlediska potravního	poznámka
	žádný	kosení	pastva	vyřezávací náletu		
V4A Makrofytní vegetace vodních toků	ano	ne	ne	ne	ano!	ve Vltavě i v Lužním potoce dostatek vodních makrofyt
M1.1 Rákosiny eutrofních stojatých vod	ano	ne	ne	ne	ne	spíše maloplošný výskyt
M1.4 Říční rákosiny	ano	ne	ne	ne	ne	v posledních letech se lokálně velmi šíří
M1.5 Pobřežní vegetace potoků	ano	ne	ne	ne	ano	v území jsou spíše vzácnější typem stanoviště
M1.7 Vegetace vysokých ostřic	ano	ne	ne	ne	ne	
R1.2 Luční prameniště bez tvorby pěnvců	ne	ano	ne	ano	ano!	patří mezi významná stanoviště, mají vliv na množství detritu v potravě
R1.4 Lesní prameniště bez tvorby pěnvců	ne	ne	ne	ano	ano	podpořit zachování lesních pramenišť, neodvodňovat lesní porosty
R2.2 Nevápnitá mechová slatiniště	ne	ano	ne	ano	ano	
R2.3 Přechodová rašeliniště	ano	ne	ne	ano	ano	
T1.1 Mezofilní ovčíkové louky	ne	ano	výjimečně ano podzimní přepasení	ne	ne	zachovalé typy v území vzácné
T1.2 Horské trojstětové louky	ne	ano	výjimečně ano podzimní přepasení	ne	ne	v území jen okrajově

Tabulka 13. Pokračování.

Přírodní stanoviště	Typ managementu				stanoviště významné pro perlorodku z hlediska potravního	poznámka
	žádný	kosení	pastva	vyřezávací náletu		
T1.3 Poháňkové pastviny	ne	jen doplňkově	ano	ne	ne	v území jen degradované typy
T1.4 Aluviální psárkové louky	ne	ano	ne	ne	ano!	relativně vzácné, je vhodné všechny typy kosit
T1.5 Vlhké pcháčkové louky	ne	ano	výjimečně	ano	ano	
T1.5 W porosty s ostřicí třeslicovitou	výjimečně asi ano	výjimečně lokálně ano	ne	výjimečně	ne	plošně velmi rozšířené porosty
T1.6 Vlhká tužebníková lada	ne	doporučeno jen občasné	ne	ano	ne	
T1.9 Strídavě vlhké bezkolencové louky	ne	ano	ne	ano	ano	v posledních letech značný ústup
T2.3B Podhorské a horské smilkové trávníky bez výskytu jalovce obecného	ne	spíše vzácněji	ano	ano	ne	
L2.1 Horské olšiny s olší šedou (<i>Alnus incana</i>)	ano	ne	ne	ne	ne	
L2.2 Údolní jasanovo-olšové luhy	ne	ne	ne	lokálně ano	ano	
X5 – intenzivně obhospodařované louky	ne	ano	ano	ne	ne	
X7A – Ruderální bylinná vegetace mimo sídla, ochranný výhled významné porosty	ano	kosení ploch s <i>Lupinus polyphyllus</i>	ne	ne	ne	
X12A – Nálety pionýrských dřevin, ochranný výhled významné porosty	ne	ne	ne	lokálně ano	ne	

Příloha 20. Fytocenologické snímky

Původním záměrem pro zapsání fytocenologických snímků bylo: využít dat Blažkové (BLAŽKOVÁ 2010), zopakovat fytocenologické snímky na stejných místech, porovnat jejich druhovou skladbu a pokusit se vyhodnotit změny, které v porostech nastaly. Přesnou lokalizaci snímkovaných ploch se bohužel nepodařilo identifikovat, a tak od původního záměru bylo upuštěno.

V době, kdy byly snímky zapisovány, neměla CHKO zpracovaný záměr návrhů dalšího obhospodařování v povodí Blanice, takže ani na těchto plochách nemohly být trvalé plochy založeny. Jediné smysluplné založení trvalých ploch tedy připadalo do míst, které mají z hlediska potravního pro perlorodku největší význam, tj. v nivě Zlatého potoka v Miletínkách a v pramenné oblasti Sněžného potoka. Z těchto důvodů bylo celkem pět fytocenologických snímků situováno právě tam. Dva snímky byly založeny na Spáleneckém potoce, kde by snad měl být od roku 2017 započat management kosení. Další tři snímky v různorodé vegetaci byly založeny v povodí Zlatého potoka v Miletínkách. Je žádoucí, aby snímkování na trvalých plochách mohlo být v dalších letech opakováno, proto byly všechny trvalé plochy v levém horním rohu čtverce označeny geodetickými značkami.

Tabulka 14. Fytocenologické snímky.

Název lokality	Blanice – Spálenecký potok 1	Blanice – Spálenecký potok 2	Miletínky – Zlatý potok 1	Miletínky – Zlatý potok 2	Miletínky – Zlatý potok 3
Datum snímku	6. 7. 2016	6. 7. 2016	23. 6. 2016	23. 6. 2016	23. 6. 2016
Autor snímku	Vydrová Alena	Vydrová Alena	Vydrová Alena	Vydrová Alena	Vydrová Alena
WGS 84	48°54'23.7"N, 13°58'17.7"E	48°54'21.2"N, 13°58'15.4"E	48°55'30.9"N, 14°04'58.0"E	48°55'23.2"N, 14°04'57.2"E	48°55'26.7"N, 14°05'02.8"E
Biotop	T1.5	T1.5	R2.2	T1.5W/X7A	T1.5
Typ managementu	nekosená plocha	nekosená plocha	kosená, nehnojená plocha	kosená, hnojená plocha	kosená plocha
Označení plochy	geodetické kolíky s červeným pruhem	geodetické kolíky s červeným pruhem	geodetické kolíky s červeným pruhem	geodetické kolíky s červeným pruhem	geodetické kolíky s červeným pruhem
Sklon	2°	3°	1°	3°	1°
Orientace	JJZ	J	V	SV	SV
Nadmořská výška	840 m n. m.	840 m n. m.	700 m n. m.	715 m n. m.	700 m n. m.
Velikost plochy	4 × 4 m	4 × 4 m	4 × 4 m	4 × 4 m	4 × 4 m
Celková pokryvnost (%)	98	98	98	95	98
Pokryvnost E1 (%)	95	95	95	95	98
Pokryvnost E0 (%)	15	20	25	0	5
Počet druhů	33	32	36	11	37

Tabulka 14. Pokračování.

Název lokality	Blanice – Spálenecký potok 1	Blanice – Spálenecký potok 2	Miletínky – Zlatý potok 1	Miletínky – Zlatý potok 2	Miletínky – Zlatý potok 3
Druhy	Pokryvnost v %	Pokryvnost v %	Pokryvnost v %	Pokryvnost v %	Pokryvnost v %
<i>Achillea millefolium</i>		0,1			1
<i>Agrostis canina</i>	10	7	10		
<i>Alopecurus pratensis</i>		0,1		10	7
<i>Angelica sylvestris</i>	1	1		0,1	3
<i>Anthoxanthum odoratum</i>		0,1	1		
<i>Anthriscus sylvestris</i>	0,1	0,1		0,1	
<i>Avenula pubescens</i>	0,1		1		25
<i>Bistorta major</i>		3			1
<i>Briza media</i>			0,1		
<i>Caltha palustris</i>	7	7	1		
<i>Campanula patula</i>					1
<i>Carex davalliana</i>			1		
<i>Carex echinata</i>			5		
<i>Carex nigra</i>	20	10	15		
<i>Carex ovalis</i>		0,1			1
<i>Carex pallescens</i>					0,1
<i>Carex panicea</i>	1	1	1		
<i>Centaurea pseudophrygia</i>					1
<i>Cirsium heterophyllum</i>	1				1
<i>Cirsium palustre</i>	3		5		5
<i>Crepis mollis</i> subsp. <i>hieracioides</i>	0,1	0,1	1		
<i>Deschampsia cespitosa</i>			1		
<i>Elytrigia repens</i>				0,1	
<i>Epilobium obscurum</i>					0,1
<i>Epilobium palustre</i>	0,1				
<i>Equisetum fluviatile</i>		1			
<i>Festuca pratensis</i>	1	1	0,1		
<i>Festuca rubra</i>	1	1	3		10
<i>Filipendula ulmaria</i>			7		1
<i>Galium album</i>					0,1
<i>Galium palustre</i>	0,1	0,1	1		0,1
<i>Galium uliginosum</i>	3	5	0,1		10
<i>Geum rivale</i>			5		
<i>Heracleum sphondylium</i>	0,1				
<i>Holcus lanatus</i>	60	65	20		
<i>Holcus mollis</i>	7	3			
<i>Hypericum maculatum</i>	1				
<i>Juncus conglomeratus</i>	1	1	3		0,1
<i>Juncus effusus</i>	1		7		10
<i>Juncus filiformis</i>	1	1			

Tabulka 14. Pokračování.

Název lokality	Blanice – Spálenecký potok 1	Blanice – Spálenecký potok 2	Miletínky – Zlatý potok 1	Miletínky – Zlatý potok 2	Miletínky – Zlatý potok 3
Druhy	Pokryvnost v %	Pokryvnost v %	Pokryvnost v %	Pokryvnost v %	Pokryvnost v %
<i>Lathyrus pratensis</i>	1	5	5		10
<i>Luzula multiflora</i>			1		
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	0,1				0,1
<i>Mentha arvensis</i>	0,1		1		
<i>Myosotis nemorosa</i>	0,1	1	3		5
<i>Myosoton aquaticum</i>				1	
<i>Phleum pratense</i>		1			
<i>Pimpinella major</i>		1			1
<i>Poa pratensis</i>		0,1	7	5	1
<i>Poa trivialis</i>	5	3	3	75	20
<i>Potentilla erecta</i>	1		1		
<i>Ranunculus acris</i>	0,1	0,1	3		1
<i>Ranunculus auricomus</i>		0,1	1		
<i>Ranunculus repens</i>				5	5
<i>Rumex acetosa</i>	0,1	0,1	1		1
<i>Sanguisorba officinalis</i>			5		1
<i>Scirpus sylvaticus</i>	5		15		
<i>Stellaria graminea</i>				0,1	1
<i>Trifolium hybridum</i>			0,1		
<i>Trifolium pratense</i>					0,1
<i>Trifolium repens</i>					0,1
<i>Urtica dioica</i>				5	0,1
<i>Valeriana dioica</i>			0,1		
<i>Veronica arvensis</i>					0,1
<i>Veronica chamaedrys</i>	0,1	1			5
<i>Vicia cracca</i>		0,1			0,1
<i>Viola palustris</i>	1	0,1			

Příloha 21. Fotografie k fytoocenologickým snímkům

Obr. 189. Vlhké pcháčové louky s převládajícím medýnkem vlnatým (*Holcus lanatus*) na Sněžném potoce, fytoocenologický snímek č. 1; 6. 7. 2016.Obr. 190. Vlhké pcháčové louky s převládajícím medýnkem vlnatým (*Holcus lanatus*) na Sněžném potoce, fytoocenologický snímek č. 2; 6. 7. 2016.



Obr. 191. Miletínky – Zlatý potok 1, rašelinné louky, kosená, nehnojená plocha, fytocenologický snímek č. 3; 23. 6. 2016.



Obr. 192. Miletínky – Zlatý potok 2, vlhké pcháčové louky s lipnicí obecnou (*Poa trivialis*), kosená, hnojená plocha, fytocenologický snímek č. 4; 23. 6. 2016.



Obr. 193. Miletínky – Zlatý potok 3, vlhké pcháčové louky, kosená plocha, fytocenologický snímek č. 5; 23. 6. 2016.

Příloha 22. Seznam významnějších revitalizačních opatření realizovaných v souvislosti se záchranným programem

ORP (komplexní umělé koryto na šterkovém podkladu)

- na Odchovně menší pilotní prvek od tůň k ramení (vybudován na konci 90. let 20. století, napájený částečně vodou z Blanice a částečně z drobného přítoku, byl obnoven v roce 2015 jen na blanické vodě)
- na zaniklém spodním konci Spálenického potoka (napájené Spálenickým potokem) – SORP
- boční rameno v nivě Lužního potoka (napájené Lužním potokem a potravní stružkou) – LORP
- boční rameno v nivě Zlatého potoka v přirozeném podkladu (napájené Zlatým potokem a jeho přítokem Zachráněným potokem s potravními a oteplovacími prvky a odvodnými stružkami) – ZORP
- v budoucnu plánována další ORP na Malši, Teplé Vltavě a Blanici

Zachytávání erozních splavenin

- vsakovací tůň nad Miletínkami – jemné i hrubé sedimenty
- vsakovací tůň u Blanické zrušené drážky – jemné i hrubé sedimenty
- velká sedimentační tůň na Zbytinském potoce pod erodující revitalizací na písek (již nefunkční) + plošný rozliv do eutrofních tužebníkových lad (jemné sedimenty) – zrušený
- lapače sedimentů pod erozní strží na Lučním potoce pod Podlučím (několik soustav polopropustných přehrázek na zachytávání hrubého sedimentu pískové a šterkové frakce při povodňových průtocích)

Stabilizace erozních strží a erodujících poškozených koryt

- částečně průtočná uzavěra strže z kamene
- vrboškové rošty
- haťošterkové oživené válce (Zbytinský potok pod Zbytinami)

Stabilizace cenných meandrů

- srubové oživené konstrukce z vrb
- instalace živých kmenů
- opevnění z lomového kamene (oživené i neoživené) na větších tocích (Blanice – Meandr u elektrovodu, Blanice meandr pod ústím Tetřivčího potoka, stabilizace nátoky do bočního ramene Odchovny – Spálenec, oprava a zpevnění meandrů Bystřiny, zpevnění meandrů Malše) – podnik Povodí Vltavy

Kombinované prvky (plní více hlavních funkcí současně, i výše uvedené prvky mají obvykle další sekundární efekty)

- **Boční biologická a sedimentační tůň:** protékána na ZORP (vytváří komplexní biotop transformující detrit
- **Plošný rozliv do vegetace stálý nebo dočasný:** (oteplení, zvýšení omočeného povrchu, rozvoj mokřadní vegetace a dalších organismů) – v okolí ZORP
- **Rozliv nebo zásak eutrofizovaných vod:** (technicky podobný předchozímu avšak realizovaný s cílem zabránit průniku eutrofizací zatížených nebo ohrožených vod do biotopu perlorodky a zachycení živin či splavenin ve vegetaci za cenu lokální eutrofizace) – zásak odpadních vod podzemním filtrem Blažejovice, zásak nečištěných OV pod děravým septikem v Arnoštově, zásak odpadních vod pod nefunkčním ČOV v Křišťanově, zasakovací příkop pod odvodněnými pozemky na Vyšném (již téměř zaniklý)

• **Potravní stružky a strukturovaná koryta:** drobná meandrující koryta toku prvního až druhého řádu s velkým omočeným povrchem a travním porostem se sečí nebo kompostovacím managementem (produkce detritu do vody, biotop pro vodní organismy transformující detrit, ovlivnění teploty, stabilizace odtoku do neerodujícího méně sklonitého koryta) – realizováno na více místech v různých modifikacích: Odchovna Spálenec, povodí Sněžného potoka pod Bělákovou, Zachráněný potok v Miletínkách, stružky na LORP, revitalizace přítoku Lužního potoka v Pastvinách, v povodí Spálenického potoka

• **Stavební revitalizace toků, stavby různých charakteristik:** odstranění opevnění a ponechání zahloubení na Zbytinském a Sviňovickém potoce, revitalizace Žlebského potoka u Dobré na Šumavě, revitalizace Jedlového potoka u Volar, revitalizace Hučiny nad vtokem do Studené Vltavy, plánovaná komplexní revitalizace Lužního potoka pod Pastvinami, plánovaná komplexní sanace eroze a revitalizace Lučního potoka pod Křišťanovem, (efekt negativní i pozitivní na předmět ochrany) – rozsáhlé projekty primárně na podporu biotopu perlorodky říční, částečně na ní orientované nebo se jen nalézající v povodí s výskytem druhu

• **Drobné nestavební revitalizace:** ruční úprava směru toku drobných toků bez parcelní evidence charakterizované jako úprava vodních poměrů pozemku – nejčastěji realizováno jako prevence velkého zásahu vlastníka při podmáčení lesa, louky nebo cesty, rovněž drobné úpravy a odstraňování melioračních stružek (Malše – povodí Kabelského potoka, revitalizace lesnických meliorací)

• **Vsakovací a dočišťovací příkop se zblochanem:** (Miletínky, náves ze silnice, druhý pod Miletínkami na dočištění přepadů OV)

Příloha 23. Fotodokumentace vývoje oživených haťošterkových válců stabilizujících nevhodně zahloubené částečně revitalizované koryto ve Zbytinách

Příklad mimořádně dobře dokumentované částečné revitalizace Zbytinského potoka je argumentem ve prospěch úplných revitalizací toku a ukazuje na nutnost dobrého projektu včetně hydraulického posouzení soudržnosti zemin při daném spádu a kapacitě koryta!



Obr. 194a. Stav koryta Zbytinského potoka v roce 2003 – napřimené rovné koryto zahloubené cca 1 m pod terén, celoplošně opevněné betonovými deskami.



Obr. 194b. V listopadu 2004 byla provedena částečná revitalizace koryta – vytrhání betonového opevnění a naznačení meandrů.



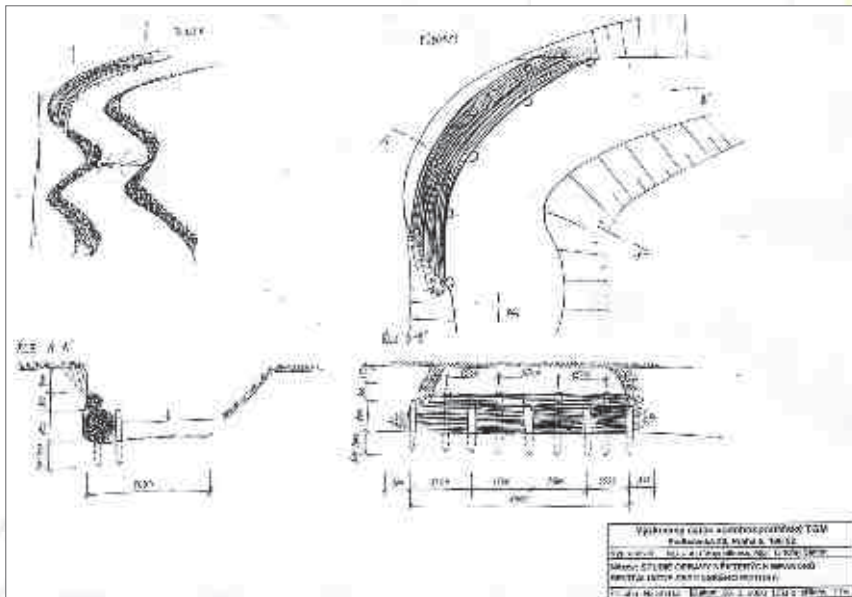
Obr. 195a. Stav v dubnu 2005 ukazuje dosud spíše šikmé břehy.



Obr. 195b. Několik velkých bouřkových povodní v létě 2005 vedlo k výrazné boční erozi. Téhož roku byla, jako následné opatření na zmírnění následků nadměrné eroze na kolonii perlorodek v hlavním toku Blanice, vybudována sedimentační tůň pod revitalizovaným úsekem (viz Obr. 142 v kapitole 10.3.1).



Obr. 196. Stav ohybu „D-a“ v prosinci 2005, kdy již byly zaznamenány masivní vnosy písku do hlavního toku Blanice. Jako řešení byly navrženy haťošterkové oživené válce.



Obr. 197. Návrh řešení z března 2006 pro toto konkrétní místo.



Obr. 198a. Realizace většího množství oživených hafošterkových válců podle projektu Vejmělkové a Simona (2006) realizoval v listopadu 2006 správce toku ZVHS Prachatice (dnes podnik Povodí Vltavy).



Obr. 198b. Stav stejné sestavy dvou válců sanujících 150 cm vysokou erozní stěnu po jedné vegetační sezóně v roce 2007 (obrost v blízkosti oplůtku částečně okousaly krávy, výška do 80 cm).



Obr. 199a. Detail oživeného haťošterkového válce po jedné vegetační sezóně v roce 2007 (upevňovací kůl ze smrkové kulatiny, svazky proutí svázané páleným drátem silně obráží a zespoda prokořeňují).



Obr. 199b. Stav v roce 2016 po deseti letech (funkční hať zcela nahradil hustý břehový porost vrb).



Obr. 200a. Celkový pohled od hladiny Zbytinského potoka na nejdelší oživený haťošterkový válec po deseti letech.



Obr. 200b. Vzhled stejného oživeného válce při pohledu z louky.



Obr. 201. Pohled na současný stav obrostlých válců (velký snímek, haťošterkové válce v černých kroužcích) a stav napřímeného koryta před revitalizací (na vloženém snímku z roku 2004). Zdroj: Mapy.cz, © Seznam.cz, a.s., © TopGis, s.r.o.).

Příloha 24. Tabulka použití bioindikací převzatá z platného Záchraného programu (AOPK ČR 2013)

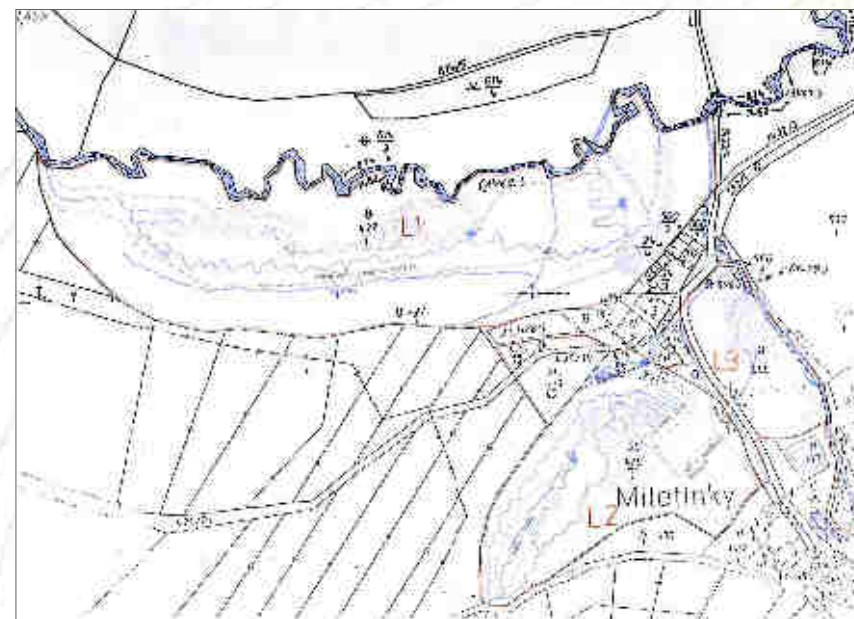
Tabulka 14. Základní typy používaných bioindikčních testů a doporučených metodik (upraveno podle DORT a HAUŠKA (2008) a Záchraného programu (AOPK ČR 2013)).

Indikátor	Metoda	Indikátor	Metoda	Indikátor	Metoda
Indikátor potraviny	Indikátor potravy (Indikátor potravy)	Indikátor potravy (Indikátor potravy)	Indikátor potravy (Indikátor potravy)	Indikátor potravy (Indikátor potravy)	Indikátor potravy (Indikátor potravy)
Indikátor živočišné komunity	Indikátor živočišné komunity (Indikátor živočišné komunity)	Indikátor živočišné komunity (Indikátor živočišné komunity)	Indikátor živočišné komunity (Indikátor živočišné komunity)	Indikátor živočišné komunity (Indikátor živočišné komunity)	Indikátor živočišné komunity (Indikátor živočišné komunity)
Indikátor ekosystému	Indikátor ekosystému (Indikátor ekosystému)	Indikátor ekosystému (Indikátor ekosystému)	Indikátor ekosystému (Indikátor ekosystému)	Indikátor ekosystému (Indikátor ekosystému)	Indikátor ekosystému (Indikátor ekosystému)

Příloha 25. Schéma ORP Zlatý potok a systému potravních a oddělovacích prvků v jeho okolí

Odchovný a reprodukční prvek není jen „zakroucené koryto ve šterku“. Na schématu je znázorněna síť primárních toků (stružek) v okolí ORP Zlatého potoka v roce 2006, založeného v rostlé zemi nivy. Systém stružek L2 na Zachráněném potoce na parcele 429/1 slouží k obohacení vody o potravní detrit, který je převáděn do spodního úseku ZORP (v horní části obrázku **Obr. 202**). Na ploše L3, nyní doplněné o další podobný prvek, je živinami zatížená voda z vesnického příkopu zbavována živin prostřednictvím vegetace. Na ploše L1 v okolí ramen vlastního ORP probíhá kompostovací management. Jiná stružka paralelní k ORP odvádí pryč silně mineralizované vody z hořečnatého pramene. Rozlivy do plochy vegetace mají komplexní vliv na vegetaci, vnášení detritu a oteplení vody.

Systém v okolí tzv. Odchovny Spálenec na Blanici je podobně složitý.



Obr. 202. Složitý systém potravních stružek, potravních a oteplovacích prvků na ORP Zlatý potok.

Příloha 26. Úspěšné obnovení reprodukce perlorodky říční celkovou revitalizací povodí řeky Lutter v severním Německu

Poznámka k autorům Přílohy 26: Převzato z ALTMÜLLER a DETTMER (2006) – volně dostupný překlad německého článku do angličtiny a jeho doplnění novějšími daty těchto autorů z konferencí.

V letech 1989–2006 probíhal v povodí řeky Lutter v severním Německu dlouhodobý projekt financovaný z federálních, horní-saských i regionálních zdrojů, o celkové výši 16,5 milionu Euro. Populace v této řece byla před druhou světovou válkou dosti početná, čítala okolo 50 000 jedinců, avšak v roce 1982 již zbývalo méně než 3 000 přestálých jedinců. Habitat druhu byl silně narušen enormní erozí způsobenou nevhodným zemědělským hospodařením na místních písčitých půdách.

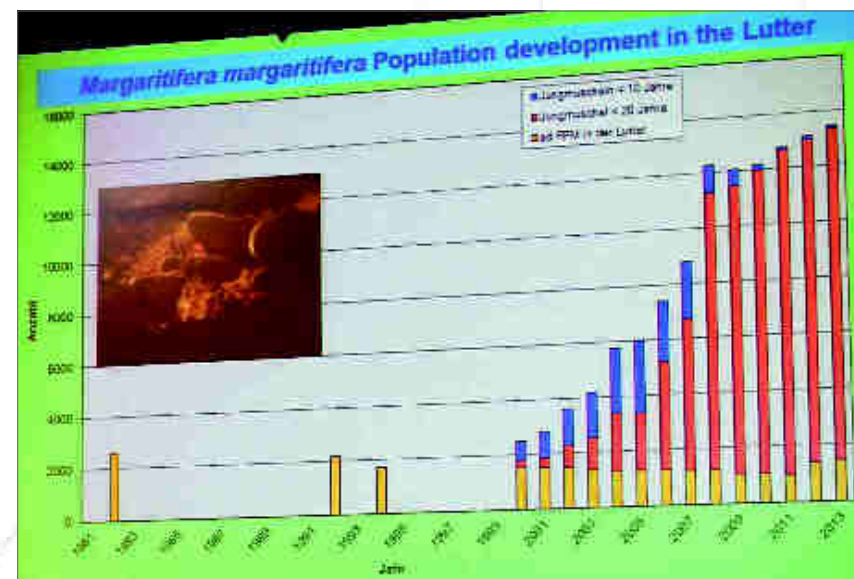
Záchranné i výzkumné práce (realizované BUDDENSIEKEM a kol. (1993, 1995)) se soustředily na několik aspektů narušujících rozmnožování perlorodky.

Došlo k celkovým změnám ve využívání zdejší zemědělské půdy i krajiny jako takové. Ve velkém rozsahu byly například aplikovány pravidelně vyklížené sedimentační prostory pod ústím příkopů apod. Hlavní tok dříve zahlcený písčitémi sedimenty tak postupně po odplavení písčitých lavic získal opět štěrkovitý charakter dna.

Dlouhodobě bylo také aplikováno umělé infikování ryb glochidiemi místního původu. Byly využívány dvě základní varianty infekce ryb. Při první byli **infikováni pstruzi z líhně**. Ryby byly drženy v zajetí do doby odpadávání juvenilů perlorodek ze žaber a poté vysazeny do toku. Tento postup prováděný již od roku 1972 do roku 1983 nevedl před revitalizací povodí k nalezení přeživších juvenilních jedinců nebo subadultů. Při druhé metodě aplikované od roku 1984, byly **sloveny divoké ryby** a posléze **infikovány a vypuštěny v době před odpadáváním juvenilů** perlorodek z jejich žaber. Mezi lety 1990 až 2000 byly také sbírány odpadlé juvenilní perlorodky od ryb držných v zajetí a **přímě vysazovány do přírodních** mikrohabitátů do mělkého hyporeálu řeky.

První mladí (subadultní) jednotliví jedinci byli nalezeni v roce 1997. Teprve v roce 2000, tedy 11 let od začátku projektu, byly zaznamenány významnější dohledatelné kohorty mladých jedinců (viz **Obr. 203**, převzatý z konferenční prezentace R. Altmüllera (ALTMÜLLER 2013)). Od roku 2000 pak probíhal pravidelný průzkum s pomocí potápěče. Podle míry infekce mladých pstruhů z úseků s minimem starých jedinců autoři v roce 2006 pokládali reprodukci nejstarších jedinců ze skupiny 10–20 let za potvrzenou (ALTMÜLLER a DETTMER 2006).

Dlouhodobý projekt bohužel v některých letech realizace nebyl podpořen dostatečným monitoringem nebo výsledky nebyly dosud publikovány. Není proto kupříkladu jasné, kteří jedinci a z které metody přímé podpory populace se následně v přírodním prostředí uplatnili. **Evidentní však je, že teprve současné zlepšení biotopu a přímé posilování populace vedlo k úspěchům.** Od roku 2000 již není v povodí realizováno umělé infikování ryb. Jedinci z kohorty 10–20 let již vstoupili do plodnosti a velikost populace stoupla na přibližně šestnásobek stavu od doby počátku celkové revitalizace povodí. Projekt na řece Lutter je vzorem pro řadu ekosystémově orientovaných projektů jinde v Evropě.



Obr. 203. Výrazné zvýšení početnosti perlorodky říční na řece Lutter v severním Německu. Po začátku revitalizace povodí (1989–2006) se s určitým časovým odstupem objevili úspěšně přežívající mladí jedinci perlorodek – žlutě dospělé perlorodky z původní přestálé populace, červeně subadultní jedinci staří 10–20 let, modře juvenilní jedinci mladší než 10 let. Na ose y počet nalezených jedinců perlorodky, na ose x roky. Převzato z konferenční prezentace R. Altmüllera (ALTMÜLLER 2013).

