

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Fakulta rybářství a ochrany vod
Ústav akvakultury

Diplomová práce

Monitoring vranky obecné (*Cottus gobio*) v horním toku Labe

Autor: Michal Gučík

Vedoucí diplomové práce: Ing. Petr Dvořák, Ph.D.

Místo a rok odevzdání: České Budějovice, 2013

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci jsem vypracoval samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury. Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb., v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě, případně v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných FROV JU. Zveřejnění probíhá elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz, provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích 3.5.2013

Michal Gučík

.....

Děkuji Ing. Petru Dvořákovi, Ph.D. za odborné vedení, mnoho cenných rad, poskytnutí literatury a umožnění vykonání této práce.

Dále děkuji všem svým bývalým spolužákům, zejména potom Ing. Miroslavu Blechovi, Bc. Davidu Janošíkovi, Ing. Janu Matouškovi a Ing. Michalu Pavlíčkovi za ochotu a významnou pomoc při zpracování diplomové práce a také za dlouhotrvající, často až vyčerpávající diskuze.

Poslední poděkování bych chtěl věnovat svým rodičům za obětavost, trpělivost a podporu během studia.

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Bc. Michal GUČÍK**
Osobní číslo: **V10N004P**
Studijní program: **N4103 Zootechnika**
Studijní obor: **Rybářství**
Název tématu: **Monitoring populace vranky obecné (*Cottus gobio*) v horním toku Labe**
Zadávací katedra: **Ústav akvakultury**

Zásady pro vypracování:

Řeka Labe je evropským veletokem, který ve svém horním toku odvodňuje střední část Krkonoš. Správní obvod ORP Vrchlabí opouští za Hostinným, kde navazuje na správní obvod ORP Trutnov a dále protéká správním obvodem ORP Dvůr Králové nad Labem. Povodí horního Labe se nachází na území NP Krkonoše. Tato oblast byla vyhlášena Evropsky významnou lokalitou (EVL) pro vranku obecnou.

V rámci komplexní ochrany přírody krajiny je nezbytné dosáhnout obnovy a udržení produkčních schopností původních ekosystémů s důrazem na chráněné a ohrožené druhy (Luak, 1996). K vytvoření vhodných ochranných managementů ekosystémů je nezbytné podrobně znát jejich aktuální stav. Biologické monitorinky jsou nedílnou součástí těchto příprav a podle jejich výsledků lze realizovat konkrétní opatření.

Tato práce je zaměřena na sledování a hodnocení vranky obecné v horním toku Labe, posouzení stávajícího stavu rybního společenstva a jeho změn v druhovém a velikostním složení. Sledování změn rybního společenstva proběhne na třech vybraných lokalitách na Labi v úseku mezi Vrchlabím a Špindlerovým Mlýnem.

Student provede monitoring rybních společenstev vybraných lokalit horního Labe, vyhodnotí druhovou abundanci, velikostní variabilitu, diverzitu, dominanci a ekvibilitu zájmových lokalit.

Rybní společenstvo bude monitorovat pomocí odlovů elektrickým proudem a zjistí aktuální základní chemické a fyzikální vlastnosti vody.

Rozsah grafických prací: 15 - 25
Rozsah pracovní zprávy: 30 - 40 stran
Forma zpracování diplomové práce: tištěná
Seznam odborné literatury:

- BARUŠ, V., OLIVA, O., et al. 1995: Míhulovci (Petromyzontiformes) a ryby (Osteichthyes), I. díl. Academia, AV ČR, Praha. 698 s.
BARUŠ, V., OLIVA, O., et al. 1995: Míhulovci (Petromyzontiformes) a ryby (Osteichthyes), II. díl. Academia, AV ČR, Praha. 623 s.
HOLČÍK, J., HENSEL, K., 1972: Ichtyologická příručka. Obzor, Bratislava. 217s.
LUSK S., LUSKOVÁ V., DUŠEK M., 2002: Biodiverzita ichtyofauny České republiky a problematika její ochrany. In: Biodiverzita ichtyofauny ČR (IV). Brno, Ústav biologie obratlovců AV ČR, 5-22.
LUSK S., 1996: Ryby a jejich biotopy. Sb. Mokřady České republiky, Třeboň, 137-140.
PIVNIČKA K., 1981: Ekologie ryb. Odhady základních parametrů charakterizujících rybí populace. SNP, Praha, 250 pp.
RAJCHARD J., KINDLMANN P., BALOUNOVÁ Z., 2002: Ekologie II. Biotické faktory - populace, základní modely populační dynamiky, společenstva, potravní řetězce. KOPP České Budějovice, 119 pp.
LYTLE A, David; POFF, N. LeRoy. Adaptation to natural flow regimes. Trends in ecology and evolution [online]. 2004, vol. 19, no. 2, [cit. 2011-01-12]. http://www.wrq.eawag.ch/organisation/abteilungen/surf/teaching/management_as/unterlagen/05/AdaptationToNaturalFlowRegimes.pdf. ISSN 0169-5347.
FREEMAN, Mary C. , et al. Flow and Habitat Effects on Juvenile Fish Abundance in Natural and Altered Flow Regimes. Ecological Applications [online]. 2001, vol. 11, no. 1, [cit. 2011-01-12]. Dostupný z WWW: <http://www.fort.usgs.gov/Products/Publications/4151/4151.pdf>.

Vedoucí diplomové práce: Ing. Petr Dvořák, Ph.D.
Ústav akvakultury

Datum zadání diplomové práce: 7. prosince 2012
Termín odevzdání diplomové práce: 30. dubna 2014


prof. Ing. Ondřej Lichut, DrSc.
děkan

L.S.


Ing. Pavol Vrjsada, Ph.D.
ředitel

V Českých Budějovicích dne 14. února 2013

Obsah

1 Úvod	8
2 Literární přehled.....	9
2.1 Vranka obecná (<i>Cottus gobio</i>).....	9
2.1.1 Popis a poznávací znaky	9
2.1.2 Evropské rozšíření	10
2.1.3 Rozšíření v rámci ČR	10
2.1.4 Nároky na prostředí	11
2.1.5 Potravní aktivita	12
2.1.6 Rychlost růstu.....	13
2.1.7 Pohlavní dimorfismus.....	14
2.1.8 Rozmnožování	14
2.1.9 Migrační schopnost	14
2.1.10 Genetika populací	15
2.1.11 Statut ochrany.....	16
2.1.12 Hlavní příčiny ohrožení.....	17
2.1.13 Repatriace druhu.....	18
2.2 Lov ryb elektrickým agregátem.....	19
2.2.1 Reakce rybího organismu na působení elektrického proudu	19
2.2.2 Výhody elektrolovu	20
2.2.3 Nevýhody elektrolovu	20
2.2.4 Faktory ovlivňující účinnost.....	20
2.3 Charakteristika toku	21
3 Materiál a metodika	22
3.1 Materiál	22
3.2 Metodika	23
4 Výsledky	25

4.1 Uměle vyvolaná povodeň v roce 2011	25
4.1.1 Odlov před umělou povodní	27
4.1.2 Odlov po umělé povodni	28
4.1.3 Zastoupení jednotlivých věkových kategorií	30
4.1.4 Celkové vyhodnocení účinku uměle vyvolané povodně na populaci vranky obecné v horním toku Labe	31
4.2 Přírozená povodeň v roce 2012	32
4.2.1 Odlov před povodní	34
4.2.2 Odlov po povodni	35
4.2.3 Zastoupení jednotlivých věkových kategorií	36
4.2.4 Celkové vyhodnocení účinku přírozené jarní povodně na populaci vranky obecné v horním toku Labe	37
4.3 Vzájemné porovnání účinků uměle vyvolané povodně v roce 2011 a přírozené povodně v roce 2012	38
5 Diskuze	40
6 Závěr a doporučení	43
7 Seznam bibliografických citací	44
8 Přílohy	56

1 Úvod

Vranka obecná (*Cottus gobio*) je poměrně běžně rozšířeným druhem téměř po celém území České republiky s výjimkou nížin. Obývá horské a podhorské potoky a bystřiny bohaté na kyslík s neznečištěnou vodou. Díky těmto svým nárokům na prostředí je považována za velmi významný živočišný bioindikátor. Vzhledem k tomu, že se jedná o původní druh, je nutný určitý stupeň ochrany, aby bylo možno udržet výskyt populací minimálně na stávající úrovni. Druh je chráněn podle vyhlášky č. 395/1992 Sb. a je zařazen do přílohy II Směrnice Rady č. 92/43/EEC (tzv. Směrnice o stanovištích). Dále je uveden v příloze A vyhlášky č. 166/2005 Sb. V rámci programu Natura 2000 bylo na našem území stanoveno 30 evropsky významných lokalit (EVL), které byly schváleny nařízením vlády č. 132/2005 Sb.

V současné době je téměř každý tok ekonomicky využíván. Zpravidla se jedná o odběry vody do malých vodních elektráren (MVE). Námi sledovaný úsek Labe je navíc postižen odběry vody pro zasněžování lyžařských areálů a dále pravidelně pořádanými vodáckými závody. Právě poslední jmenované ohrožuje populaci vranek ve sledovaném úseku nejvíce. Během závodů bývá vytvořena umělá povodeň, při které dochází ke strmému nárůstu a následně ke strmému poklesu průtoku v korytě toku. Průtokové poměry jsou zde regulovány vodní nádrží Labská, která leží nad námi sledovanými lokalitami. Podle hydrologických údajů zde každoročně na jaře dochází také k přirozené povodni, která je způsobena táním sněhu ve vyšších polohách.

Je nepřijatelné, aby ekonomické využívání toku narušovalo stabilitu živočišných či rostlinných populací, žijících v toku nebo na něho nějakým způsobem vázaných.

Cílem této práce bylo vyhodnotit stav populací vranky na vytipovaných lokalitách před umělou povodní v roce 2011 a po ní, před přirozenou povodní v roce 2012 a po ní a zároveň srovnání účinků umělé i přirozené povodně vzájemně mezi sebou.

2 Literární přehled

2.1 Vranka obecná (*Cottus gobio*)

2.1.1 Popis a poznávací znaky

Tělo je protáhlé, vřetenovitého tvaru, pokryté sliznatou kůží. Šupiny chybí. Hlava je nápadně velká, svrchu zploštělá a široká. Tvoří čtvrtinu celého těla, zřejmě proto je v angličtině nazývána jako bullhead (býčí hlava) (Merta, 2008). Úsměvný popis uvádí ve svém díle Šimek (1954), který říká: „Vranka rozhodně není krasavcem mezi rybami.“ Ústa jsou široká, ozubená drobnými zoubky. Oči na temeni hlavy jsou malé, chráněné zdvojenou rohovkou, v níž se nachází tekutina. Takováto dvojitá ochrana je nutná v prostředí plném ostrých zrněk písku. Na skřelových víčkách se nachází dva trny. Hřbet je obvykle hnědý až šedý s tmavými skvrnami, zbytek těla mramorovaný. Břicho je vždy bílé. Zbarvením těla se vždy přizpůsobuje okolnímu prostředí.

Má dvě hřbetní ploutve, které jsou od sebe zřetelně odděleny. První je krátká a nízká, druhá výrazně delší a vyšší (Lusk a kol., 1992). Břišní ploutve mají tzv. „hrdelní postavení.“ Tzn., že jsou postaveny do přední části těla až před ploutve prsní, které jsou v poměru k velikosti těla mohutné (Dubský a kol., 2003). Ocasní ploutev bývá zaoblená, řitní protáhlá.

Od vranky pruhoploutvé (*Cottus poecilopus*), která se rovněž vyskytuje na našem území na stejných stanovištích jako vranka obecná, se liší kratšími břišními ploutvemi, které nedosahují až k řitnímu otvoru a nejsou na nich příčné pruhy (Hanel, 1992). Vranka pruhoploutvá má na břišních ploutvích výrazné černé pruhování a dále je u ní zřetelný oranžový okraj první hřbetní ploutve. Podle Čihaře (1969) tvoří vnitřní paprsek břišní ploutve u vranky obecné 79 – 83 % její délky, zatímco u vranky pruhoploutvé pouze 41 – 44 %. Postranní čára je patrná po celé délce těla a na špičce dolní čelisti vytváří jeden pár, oproti dvěma u vranky pruhoploutvé (Hanel, 1992). Podle Merty (2008) je možno se u vranky pruhoploutvé častěji setkat s jedinci o velikosti větší než 10 cm.

Heckelem byl v roce 1837 popsán druh *Cottus microstomus*, který však nebyl uznán. Opětovně byl uznán jako samostatný druh v roce 2005 německým vědcem Freyhofem, podle kterého se vyskytuje v horním povodí Odry. Je tedy pravděpodobné, že se tento druh vyskytuje na našem území.

Ploutevní vzorec dle Dubského a kol., (2003):

D1 V – IX, D2 15 – 19, P 12 – 16, V I, 3 – 4, A 11 – 15, C 13.

2.1.2 Evropské rozšíření

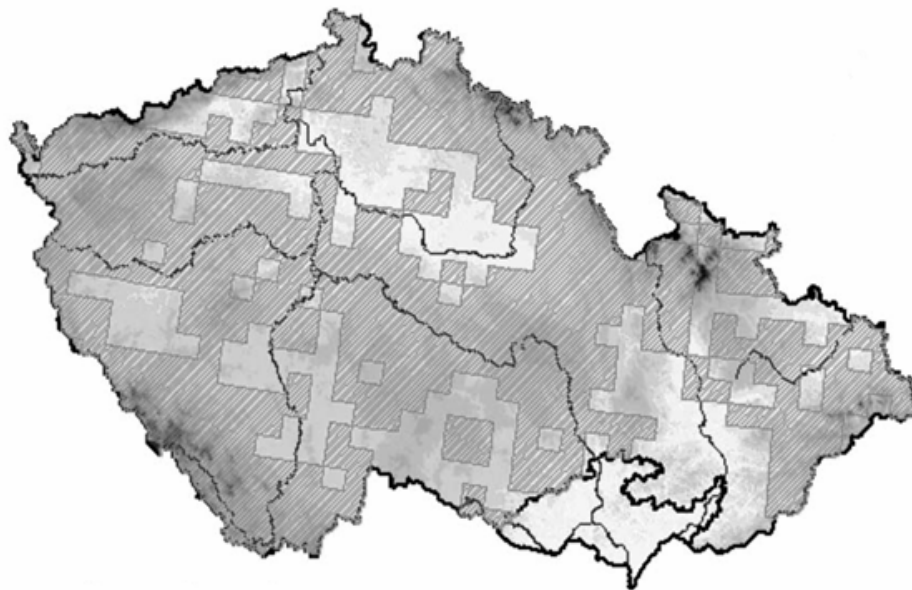
Podle Englbrechta a kol., (2000) osídlovala zakladatelská populace vranky obecné oblast Kaspického a Černého moře a odtud se začala šířit do Evropy Dunajem.

Dnes její areál zahrnuje takřka celou Evropu (Maitland, 2000). Vyskytuje se od severu Španělska až po jižní Švédsko a Velkou Británii. Chybí však na větší části Pyrenejského poloostrova, v Irsku, Skotsku, jižní Itálii a na Balkáně (Lusk a kol., 1992). V rámci Evropy došlo v posledních třech desetiletích k výraznému snížení populací na území Belgie ve Flandrech v důsledku degradace habitatů (Knaepkens a kol., 2004a). Zde se již nachází jen několik ojedinělých populací (Vandelannoote a kol., 1998). Ve světě je údajně známa i z jezer, kde neobývá jen příbřežní kamenité partie, ale i místa s hloubkou až do 20 metrů (Merta, 2008).

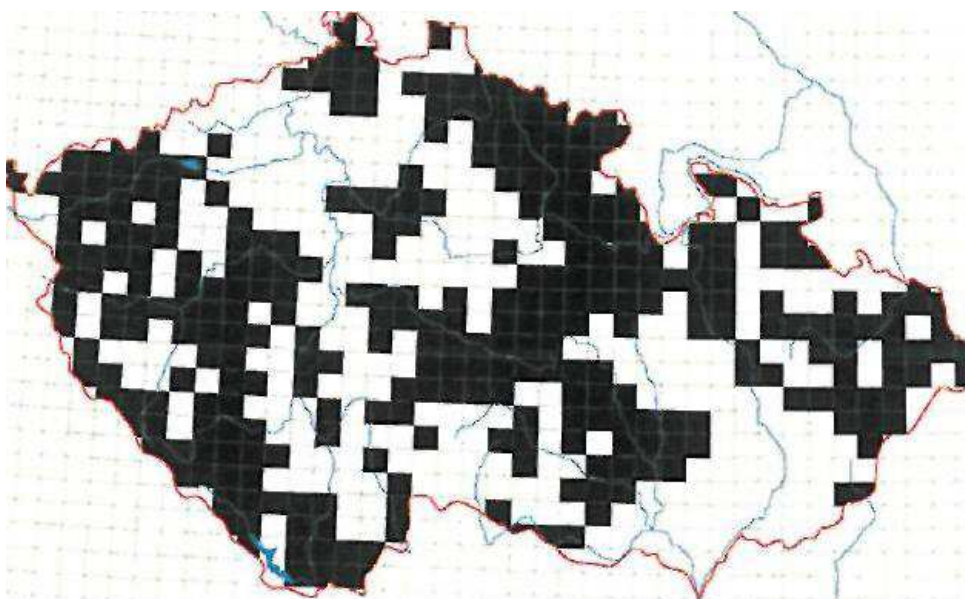
Vranka byla velmi široce rozšířeným druhem na západě Německa. Klunzinger (1881) ve svém díle doslova uvádí: „Žije ve všech potocích, dokonce i v těch nejmenších, chudých na vodu, s hloubkou od dvou palců, které však rychle tečou, jsou čisté a mají kamenité dno.“ Podle historických pramenů (Rapp, 1854; Klunzinger, 1881) osídlovala vranka i příbřežní kamenité partie jezera Bodensee, kde byla díky svému chutnému masu i přes svou drobnou velikost ve velkém množství lovena a pojídána – tzv. „Groppenfastnacht“ (Lauterborn, 1903).

2.1.3 Rozšíření v rámci ČR

Vranka je poměrně běžně rozšířeným druhem pstruhových partií toků v povodích všech českých řek (Chvojková a kol., 2011). Osidluje vždy horské a podhorské potoky s mělčími partiemi a členitým kamenitým a balvanitým dnem (Hanel a Lusk, 2005). Jedna z nejsilnějších populací na našem území se vyskytuje na Šumavě v Teplé Vltavě (Hartvich, 2000), kde Slavík (2009) prokázal přirozenou reprodukci tohoto druhu v celém sledovaném úseku. Historické prameny uvádí výskyt vranky i na Vltavě v Praze u ostrova Štvanice, kam se údajně v posledních letech opět vrátila (Merta, 2008). Na obrázku 1 je patrné rozšíření vranky na našem území podle hodnotící zprávy AOPK ČR z roku 2007. Ve vyšrafované části mapky byl zjištěn výskyt, ve zbývajících částech nikoliv. Na obrázku 2 je pro srovnání znázorněn výskyt jiným autorem o tři roky dříve.



Obrázek 1. Rozšíření vranky obecné (*Cottus gobio*) na území ČR podle hodnotící zprávy AOPK ČR z roku 2007 (online 1).



Obrázek 2. Rozšíření vranky obecné (*Cottus gobio*) na území ČR podle Luska a kol. (2004).

2.1.4 Nároky na prostředí

Mnoho druhů, mezi něž patří i vranka, je přizpůsobeno přírodnímu charakteru toku (Poff a kol., 1997; Lytle a Poff, 2004) a jakýkoliv zásah do biotopu může mít zásadní vliv na jejich populaci (Stalnaker a kol., 1996).

Vranka je velmi citlivá na kvalitu vody a vysoký obsah rozpuštěného kyslíku (Mann, 1989; Wils a kol., 1990). Dává přednost mělkým (Bless, 1981), neznečištěným (Späh a Beisenherz, 1982; Bless, 1990; Waterstaat, 1992) a chladným tokům

(Elliott a Elliott, 1995) s mírným prouděním (Smyly, 1957; Brown, 1991; Korolev, 1991). Z toho důvodu je považována za velmi významný živočišný bioindikátor. Tzn., že přítomnost vranky v toku značí jeho neznečištěnost. Tomlinson a Perrow (2003) doslova uvádějí, že přítomnost vranky indikuje zdraví, celistvost a přírodnost toku.

Upřednostňuje horní partie potoků se dnem posetým hrubým štěrkem a kameny, pod kterými hledá útočiště a proudové stíny. Svým výskytem je závislá na dostatečném množství úkrytů, které jsou tvořeny nejen již zmíněnými balvany, ale také podemletými břehy či místy pod mrtvým dřevem, zejména naplavených kmenů a kořenů zasahujících do toku (Chvojková, 2011). Také Perrow a kol., (1997) přikládají ve své studii významný vliv dřevěným zbytkům, které podle nich slouží nejen jako úkryt, ale výraznou roli hrají i jako substrát bezobratlým, kteří jsou zdrojem potravy vranky. Za optimální hrubost štěrku jsou považovány rozměry 50 – 200 mm (Lusk a Lojkásek, 2009).

S měnící se velikostí jedinců se mění i nároky na výšku vodního sloupce. Obecně lze říci, že větší jedinci vyhledávají hlubší partie. Vyšší vodní sloupec a balvanité dno poskytují ochranu před predátory a pomalejší proudění s hrubým substrátem zase usnadňují zadržování potravy (Knaepkens a kol., 2002). Tento fakt potvrzují i Dahl a Greenberg (1996), kteří zjistili nejvyšší počet blešivců právě v hrubé části substrátu.

Vzájemná teritorialita nebyla prokázána, pouze samci střežící jikry se vyznačují mírně agresivním chováním. Početnost jedinců v daném toku je tedy přímo závislá na velikostní struktuře dnového substrátu, která je přímo úměrná úkrytové kapacitě (Lusk a Lojkásek, 2009).

Místa výskytu vranky obecné i pruhoploutvé se částečně překrývají, často se vyskytují na stejných stanovištích. Obecně lze však říci, že vranka pruhoploutvá zasahuje svým výskytem ještě výše proti proudu až do horských bystřin a vlásečnic, kde už jiné druhy ryb nežijí, zatímco vranku obecnou lze běžně najít v lipanovém pásmu (Merta, 2008).

2.1.5 Potravní aktivita

Vranka se neustále zdržuje u dna a nevyhledává volný vodní sloupec. Úkryty opouští během dne pouze při vyrušení a opět se schovává. Merta (2008) ve své publikaci hovoří dokonce i o tzv. „věrnosti svému úkrytu.“ Vranka se prý vždy schovává pod svůj kámen a to i v případě, že mezitím změnil polohu. Za potravou vyráží až po setmění. Tento

skrytý způsob života a noční aktivita významně ztěžuje její vyhledávání. Nejspolehlivějším dokazováním druhu v toku je tedy elektrolov (Hessisches Ministerium für Umwelt, 2008).

Vzhledem k tomu, že se jedná o bentický druh, slouží jí za potravu především ostatní bentické organizmy, jakými jsou blešivci, larvy pošvatek, jepic, chrostíků, v menší míře potom také pakomárů (Lusk a kol., 1992). Dále konzumuje jikry ostatních druhů (zpravidla pouze pstruha obecného potočního) a udává se, že větší jedinci jsou schopni konzumovat i plůdek ostatních druhů ryb (Dubský a kol., 2003). V minulosti byla jako predátor jiker pstruhů přeceňována, a proto byla považována za nežádoucí druh (Dosch, 1899; Schindler, 1975). To je zřejmé z díla Dyka (1944), který doslova uvádí: „Jediným úspěšným způsobem hubení je bohužel zákonem zakázané nabodávání vranek po opatrném odklopení kamene a rychlé usmrcení prudkým úderem tupého předmětu na hlavu vranky z vody vytažené.“ Šimek (1954) ve své práci hodnotí konkurenci obou druhů slovy: „Pstruh a vranka jsou odvěkými nepřáteli. Pstruh hubí vranku na potkání – vždyť bývá v chladných horských bystřinách jeho největším soustem. Vranka zase hltá pstruží jikry a plůdek. Jinak pojem škodlivosti ryby pro rybu je vždy jen relativní. Ryby samy a s nimi i ostatní živočichové se shodnou a udrží vedle sebe.“ Podle Hanela (1995) není významným škůdcem ve smyslu požívání jiker lososovitým druhům ryb, ani jim není výrazným potravním konkurentem. Naopak spíše sama slouží jako potrava predátorům.

2.1.6 Rychlost růstu

V našich vodách se obvykle dožívá věku 8 let, výjimečně až 10 let (Lusk a kol., 1992). Údaje o rychlosti růstu jsou podle jednotlivých autorů velmi variabilní. Např. podle Hanela (1992) platí následující rychlost růstu (v mm):

1. rok: 36 – 72
2. rok: 60 – 96
3. rok: 77 – 108
4. rok: 88 – 120
5. rok: 96 – 132
6. rok: 108 – 156

2.1.7 Pohlavní dimorfismus

Podle Hanela (1992) mají samci větší hlavu, širší ústa a podle Olivy (1956) i trubicovitě prodlouženou močopohlavní papilu.

2.1.8 Rozmnožování

Vranka pohlavně dospívá v 1. až 3. roce života. Výtěr probíhá obvykle v dubnu. Podle způsobu výtěru se jedná se o tzv. „speleofilní druh.“ To znamená, že samice klade jikry do dutin a štěrbin na spodní strany kamenů. Ty mají žlutooranžovou barvu a jejich velikost bývá mezi 1,7 – 2,6 mm. Inkubační doba se pohybuje v rozmezí 30 – 40 d° (Dubský a kol., 2003). Jedna snůška zpravidla obsahuje desítky až stovky jiker, v závislosti na velikosti samice. Hanel (1992) uvádí, že samice o délkách těla 56 – 125 mm měly 83 – 702 ks jiker. Ve výjimečných případech dosahuje plodnost jedné jikernačky až 1300 ks jiker (Lusk a kol., 1992). Mlíčák hlídá jikry po celou dobu inkubace až do vykolení plůdku. Po celou dobu hlídání nepřijímá potravu, pouze výjimečně pozře vlastní jikru (Merta, 2008). Je schopna křížení s vrankou pruhoploutvou, která se v našich tocích také vyskytuje (Lojkásek a Lusk, 2001). Toto křížení bylo poprvé popsáno Adreassonem (1969) ve Švédsku.

2.1.9 Migrační schopnost

Z důvodu absence plynového měchýře je její schopnost pohybu velmi omezená. Pohybuje se pouze krátkými poskoky, kdy se odráží ocasním násadcem ode dna. Jednotlivé studie poukazují na značnou odlišnost ve schopnostech překonávání proudu i výškových překážek. Podle Luska a Lojkáskova (2009) nejsou menší jedinci ochotni překonávat místa s prouděním rychlejším než $0,4 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Bless (1990) uvádí, že dospělí jedinci jsou schopni překonat pouze proudění o rychlosti do $1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Bohmer a kol., (1996) zjistili podle pokusů ve žlabech, že dospělé ryby úspěšně migrují proti proudu o rychlosti $0,8 - 1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ na vzdálenost větší než 0,3 m. Podle Utzingerova a kol., (1998) jsou překážky v toku o výšce 18 – 20 cm při pohybu proti proudu pro vranku nepřekonatelné. Podle studie Jungwirtha a Parasiewicz (1994) není schopna zdolat stupeň s převýšením hladin 25 cm.

Rychlost plavání kolísá mezi $0,15 - 0,34 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (Pavlov, 1989). V novější studii zjistili Tudorache a kol., (2008), že rychlost plavání klesá se zvyšující se teplotou a naměřili maximální rychlost plavání $0,82 - 1,12 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Tuto rychlost autoři nazývají jako tzv. „startovací rychlost,“ neboť se jedná o výsledek aktivity bílé svaloviny a ryba je schopna si ji udržet pouze velmi krátkou dobu.

Nejdůležitějším faktorem při migraci vranky je stupeň zdrsnění dna. Čím hrubší je jeho struktura, tím snáze je ryba schopna najít si trasu s co nejmenší rychlostí proudění a spoustou proudových stínů (Lusk a Lojkásek, 2009).

Z hlediska využívání rybích přechodů dává vranka přednost typu „bypass,“ který svými podmínkami nejvíce připomíná přirozený tok a také ho běžně využívá jako trvalé stanoviště (Jungwirth, 1996). Knaepkens a kol., (2004b) rozlišují jedince v populaci z hlediska migračních tendencí na silně rezidentní a mobilní. Rezidentní jedinci jsou stále na stejném stanovišti, oproti tomu mobilní mají potřebu se přemísťovat.

2.1.10 Genetika populací

Vranka je díky svému způsobu života typickým druhem, u kterého se významným způsobem uplatňuje genetický drift. Běžně se totiž vyskytuje pouze v malých částech toků, zpravidla v pstruhových pásmech (Baruš a Oliva, 1995). Podle Lelka (1987) se sice vyskytuje i ve vhodných stojatých vodách, ale obvykle pouze v severní oblasti svého rozšíření. Díky chybějícímu plynovému měchýři není schopna migrovat na větší vzdálenosti a nemůže překonávat úseky s nižším obsahem kyslíku. Z těchto důvodů je pro tento druh typická velká geografická izolovanost mezi jednotlivými populacemi, z čehož vyplývá omezená výměna alel mezi nimi (Šlechtová, 2001).

Vranka je velmi vhodným druhem pro fylogeografické studie, čemuž napomáhají zejména následující fakta:

- ✓ Osídluje téměř celou Evropu, avšak jednotlivé populace obývají zpravidla pouze určité lokality geograficky od sebe vzdálené.
- ✓ Možnost odplavení jiker po proudu je snížena speleofilním typem výtěru, kdy jsou jikry nalepovány na spodní strany kamenů (Lelek, 1987).
- ✓ Genetická struktura populací by neměla být narušena umělým vysazováním, neboť se jedná o hospodářsky nevýznamný druh, naopak by měla odrážet skutečný historický vývoj.

Studie zaměřené na variabilitu proteinů, které proběhly v západní Evropě, poukázaly na významnou genetickou rozdílnost populací mezi jednotlivými povodími v Německu (Riffel a Schreiber, 1995; Hänfling a Brandl, 1998) a dokázaly přítomnost nového druhu na území Francie (Epepe a kol., 1999). Podobné výzkumy prováděné na území ČR však takové významné genetické odlišnosti ve srovnání se západní Evropou

neprokázaly, i když určitá genetická struktura, kopírující hlavní povodí, je patrná. Na našem území jsou geneticky nejvíce rozdílné populace v povodí Odry, což potvrzuje domněnku o kolonizaci Evropy vrankou několika odlišnými cestami (Šlechtová, 2001).

2.1.11 Statut ochrany

Podle vyhlášky č. 395/1992 Sb. je vedena jako ohrožený druh a je zařazena do přílohy II Směrnice Rady č. 92/43/EEC (tzv. Směrnice o stanovištích). Dále je uvedena v příloze A vyhlášky č. 166/2005 Sb. V rámci programu Natura 2000 bylo u nás pro tento druh stanoveno 30 evropsky významných lokalit (EVL), které byly schváleny nařízením vlády č. 132/2005 Sb. V Červeném seznamu ČR je uvedena jako „zranitelný druh“ (Lusk a kol. 2006). V Červeném seznamu IUCN je tento druh veden pod stupněm ohrožení LC (least concern) = málo dotčený.

Přehled evropsky významných lokalit stanovených pro vranku obecnou (*Cottus gobio*):

Kód EVL	Název EVL	Kraj
CZ0313805	Blanice	Jihočeský
CZ0314024	Šumava	Jihočeský
CZ0314123	Boletice	Jihočeský
CZ0314124	Blanský les	Jihočeský
CZ0313140	Závišínský potok	Jihočeský
CZ0623324	Loučka	Jihomoravský
CZ0624096	Podyjí	Jihomoravský
CZ0624130	Moravský kras	Jihomoravský
CZ0413195	Teplá s přítoky a Otročínský potok	Karlovarský
CZ0523007	Dědina u Dobrušky	Královéhradecký
CZ0523267	Zaorlicko	Královéhradecký
CZ0523277	Labe – Hostinné	Královéhradecký
CZ0524044	Krkonoše	Královéhradecký
CZ0513251	Rokyta	Liberecký
CZ0513256	Smědá	Liberecký
CZ0514672	Údolí Jizery a Kamenice	Liberecký
CZ0813456	Moravice	Moravskoslezský

CZ0813462	Řeka Ostravice	Moravskoslezský
CZ0813474	Údolí Moravice	Moravskoslezský
CZ0813810	Horní Odra	Moravskoslezský
CZ0714133	Libavá	Olomoucký
CZ0534053	Krkanka – Strádovské peklo	Pardubický
CZ0323812	Klabava	Plzeňský
CZ0323825	Hadovka	Plzeňský
CZ0213814	Ledný potok	Středočeský
CZ0214039	Stroupínský potok	Středočeský
CZ0613004	Břevnický potok	Vysočina
CZ0613005	Martinický potok	Vysočina
CZ0613333	Staviště	Vysočina
CZ0614131	Údolí Oslavy a Chvojnice	Vysočina

2.1.12 Hlavní příčiny ohrožení

✓ Znečištění vody

V dřívější době mělo nejvýznamnější negativní dopad na populace vranky znečištění toků. Tento stav byl nejhorší ve 2. polovině 20. století, kdy navíc v rámci meliorací docházelo k velmi nevhodným úpravám toků. Vranka byla také často likvidována při odlovech v chovných potocích, neboť byla považována za významného škůdce na jikrách lososovitých ryb (Chvojková a kol., 2011).

✓ Zanášení toků

Tento jev je v současné době velmi významný z důvodu nevhodného zemědělského obhospodařování, kdy pěstováním nevhodných rostlin dochází zejména při přívalových nebo dlouhotrvajících deštích k velkým splachům půdy do toků. To má za následek snižování vodního sloupce a změny ve struktuře dnového substrátu (Chvojková a kol., 2011). Kal unášený vodou pak podle studie Tomlinsona a Perrowa (2003) sedimentuje na bezobratlých, čímž výrazným způsobem stěžuje vrance vyhledávání potravy.

✓ Stavby příčných překážek v toku

Jízky, prahy, stupně apod. znemožňují vrance migraci proti proudu, pokud nemají vhodně vyřešený rybí přechod. Podle (Hessisches Ministerium für Umwelt, 2008) nejsou vranky schopné překonávat překážky v toku vyšší než 10 – 15 cm a populace

žijící za těmito bariérami mohou být odsouzeny až k zániku – tzv. „Flaschenhals-effekt“ (efekt hrdla láhve). Nad těmito překážkami se zpravidla tvoří stojatý úsek s vyšším sloupcem vody, který může hostit více predátorů. V nadjezích se voda rychleji prohřívá a v extrémních případech může v teplém období docházet i ke kyslíkovým deficitům (Cowx a Harvey, 2003). Vysoký obsah rozpuštěného kyslíku je přitom pro výskyt vranky podmiňujícím faktorem. V těchto místech také dochází snáze a rychleji k zanášení a bývá tu méně úkrytů. Vranka se potom díky své omezené schopnosti pohybu stává snadnou kořistí pro predátory (Tomlinson a Perrow, 2003).

✓ **Technické úpravy koryt toků**

Dlážďení dna, těžba substrátu a různé druhy přehrazení. To vše jsou negativní zásahy, které vedou ke snížení množství úkrytů a znemožňují přirozenou reprodukci (Fausch a kol., 2002; Downhower a kol., 1990; Carter a kol., 2004).

✓ **Odběry vody**

Většinou se jedná o odběry pro energetické účely, v blízkosti lyžařských středisek (umělé zasněžování) (Fischer a Kummer, 2000). V těchto místech se velmi často mění výška vodního sloupce a někdy může docházet i k nedodržení minimálního zůstatkového průtoku.

✓ **Rybářské hospodaření**

Při nadměrném vysazování lososovitých druhů by mohlo dojít k negativnímu dopadu na populaci vranky predáčním tlakem (Chvojková, 2011).

2.1.13 Repatriace druhu

Jedná se o znovunavrácení vranky do míst, odkud vymizela v důsledku nevhodné fragmentace toku a v současné době již není schopna se do těchto lokalit samovolně rozšířit. V současnosti je již zpracován plán repatriace v Krkonoších v horizontu následujících pěti let. Repatriaci však bude možno realizovat pouze do těch úseků, které ve všech parametrech odpovídají přirozenému habitatu vranky a její přirozený návrat není možný pouze díky technicky nezprůchodnitelné bariéře. Repatriací vranky v Krkonoších (odlovem ryb, výběrem zdrojových a cílových lokalit, podmínkami převozu a manipulace) se zabývají ve své metodice Křesina a Dušek (2013).

2.2 Lov ryb elektrickým agregátem

Podle zákona č. 99/2004 Sb., o rybářství se jedná o zakázaný způsob lovu. Ministerstvo zemědělství může při splnění bezpečnostních podmínek udělit výjimku. Osoby provádějící lov však musí splňovat všechny podmínky stanovené zvláštním právním předpisem, kterým je vyhláška č. 50/1978 Sb., o odborné způsobilosti v elektrotechnice.

Podle Adámka a kol., (1997) se u nás začalo s tímto způsobem lovu v provozním měřítku již po 2. světové válce. Napomohly tomu kurzy pro obsluhovatele agregátů, z nichž první se konal v roce 1948 v Teplicích nad Metují (Říha, 1986). Postupně se tato metoda stala nejrozšířenější, a to hlavně na tekoucích vodách. Znamenala nejen obrovský přínos pro výzkum (Garner, 1995; Freyhof, 1998; Jurajda, 1999; Bischoff a Wolter, 2001a aj.), ale také pro obhospodařování tekoucích vod.

Dnes je elektrolov v našich podmínkách maximálně využíván. Zatímco dřívější výzkumy byly zaměřeny především na rozvoj terénního vybavení a snahu porozumět reakcím ryb v elektrickém poli (Friedman, 1974), dnešní výzkumy kladou důraz především na standardizaci (Konečná, 2006).

2.2.1 Reakce rybího organismu na působení elektrického proudu

Podlesný a kol., (2010) udává tři po sobě následující fáze reakcí:

- 1. Excitace (elektrotropizmus)** – stav mírného podráždění, které je registrováno zejména receptory na postranní čáře. Ryba se snaží uniknout z dosahu elektrického pole.
- 2. Galvanotaxe** – stav, kdy se ryba dostane do míst s takovou proudovou hustotou a potřebným spádem napětí, které vyřadí z činnosti ústřední nervstvo. Ryba je přitahována ke kladné elektrodě. Tento pohyb již není reflexem, ale výsledkem působení el. proudu na nervstvo (Říha, 1986).
- 3. Galvanonarkóza** – stav, kdy se ryba dostane do takové blízkosti anody, že je zcela omráčená a neschopná pohybu. Po přemístění do čisté vody dojde obvykle během několika minut ke zotavení a obnovení všech tělesných funkcí. Přesto i nadále trvá zvýšená spotřeba kyslíku v důsledku zrychleného dýchání a proto je nutné ryby pustit do vody s dostatečným množstvím rozpuštěného kyslíku (Podlesný a kol., 2010).

2.2.2 Výhody elektrolovu

- ✓ **Univerzálnost** – možnost použití v místech, kde nelze využít jiné metody (např. lokality s hustou vegetací, kořeny, balvany).
- ✓ **Neselektivnost** – možnost ulovení všech druhů i velikostí ryb.
- ✓ **Časová nenáročnost** – ve srovnání s ostatními možnými metodami odlovů (Konečná, 2006).
- ✓ **Vhodnost pro habitatové studie** – preference prostředí různými druhy (např. Baras, 1995; Copp a Garner, 1995). Charakteristiky prostředí mohou být jednoduše zaznamenány na každém loveném bodě.
- ✓ **Šetrnost** – při zvolení optimální intenzity el. pole a frekvence pulzů nedochází prakticky k žádné mortalitě ani poškození ryb (Říha, 1986).

2.2.3 Nevýhody elektrolovu

- ✓ **Malá účinnost** – ke snížení účinnosti dochází v místech s hloubkou větší než 1,5 m a dále v čistých tocích s malou vodivostí vody.

2.2.4 Faktory ovlivňující účinnost

Zalewski a Cowx (1990) rozdělují faktory ovlivňující efektivitu elektrolovu do tří skupin – biologické, technické a faktory prostředí. Zároveň ale uvádí, že všechny faktory spolu navzájem souvisí a vlivy dané jejich kombinacemi je těžké pojmenovat odděleně. Za nejvýznamnější jsou považovány následující:

- ✓ **Vodivost vody** – je nejdůležitějším faktorem při elektrolovu. Čím je vyšší, tím vyšší je účinnost. Je přímo úměrná teplotě vody a množství rozpuštěných látek.
- ✓ **Teplota vody** – se vzrůstající teplotou dochází ke zrychlování metabolismu, čímž se ryba stává vnímavější k el. poli a zároveň snáze unikne (Reynolds, 1996).
- ✓ **Průhlednost vody** – čím větší průhlednost, tím spíše se ryby zdržují ve větší hloubce nebo se lovcí dříve vyhnou. Pokud je průhlednost příliš nízká, hrozí naopak riziko přehlédnutí většího počtu ryb a tím zkreslení výsledků. Podle Casselmana a kol.,

(1990) je elektrolov jediným způsobem lovu, při kterém se v zakalené vodě významným způsobem sníží účinnost.

- ✓ **Velikost ryby** – větší rybě stačí v důsledku distribuce siločar ve vodě nižší impuls ke galvanotaxi.
- ✓ **Druh ryby** – podle Říhy (1986) patří mezi citlivé druhy ryby kaprovité, mezi méně citlivé pak lososovité.
- ✓ **Stupeň nasycení** – ryby s intenzivněji probíhajícím metabolismem jsou citlivější ke galvanotaxi (Spurný, 2000).
- ✓ **Frekvence pulzů** – Halsband (1967) považuje za optimální frekvenci pulzů následující hodnoty (Hz):

Střevle	90
Pstruh	80
Kapr	50
Úhoř	20

2.3 Charakteristika toku

Labe pramení na Labské louce v nadmořské výšce 1387 m n. m. necelý kilometr pod vrcholem Violík (1472 m n. m.) v katastru obce Špindlerův Mlýn. Do této obce přitéká Labským dolem a dále pokračuje podél silnice do Vrchlabí. Většina toku protéká volnou krajinou bez husté zástavby. Převážná část není ovlivněna výraznějším vzdutím v důsledku přehrazení příčnými objekty (výjimku tvoří pouze vodní dílo Labská). Tok je velmi peřejnatý a jeho šířka vykazuje značnou variabilitu v jednotlivých úsecích. Zhruba 60 – 80 % dnového substrátu je tvořeno kameny a balvany. Nejčastěji se vyskytující pobřežní vegetací jsou byliny, traviny a řídce rostoucí dřeviny. Vzhledem k tomu, že Labe odvodňuje střední část Krkonoš, jsou zde na jaře poměrně časté vysoké průtoky díky tajícímu sněhu.

3 Materiál a metodika

3.1 Materiál

Lov byl prováděn pomocí neseného elektrického agregátu typu EFKO FEG 1500.

Výrobce: EFKO – ELEKTROFISCHFANGGERÄTE GmbH., D – 88299 Leutkirch im Allgäu.

Dle firemního manuálu je tento typ agregátu vhodný zejména pro kontrolní či záchranné odlovy, odlovy generačních ryb a výzkumné účely. Veškeré příslušenství je připevněno k rámu, který svou konstrukcí umožňuje nesení na zádech (viz obrázky 3 a 4).



Obrázky 3 a 4. Nesený elektrický agregát EFKO FEG 1500 (online 2).

Složení:

- ✓ generátor stejnosměrného proudu
- ✓ ovládací skříňka s ampérmetrem, voltmetrem, vypínačem, přepínačem cyklů a pojistkou
- ✓ lovná tyč s přívodním vedením
- ✓ kladná elektroda (anoda) – tvořena lovicím podběrákem
- ✓ záporná elektroda (katoda) s přívodním vedením

Technická data:

- ✓ Pohon: čtyřtákní, zážehový, vzduchem chlazený motor značky Honda
- ✓ Výkon: 1,8 kW (2,5 koní) při 7000 otáčkách za minutu
- ✓ Objem: 49 cm³
- ✓ Napětí: 150 – 300 V (1. stupeň), 300 – 500 V (2. stupeň)
- ✓ Hmotnost: 15 kg
- ✓ Rozměry: 380 – 390 – 600 mm (délka – šířka – výška)

3.2 Metodika

Odlov byl proveden na předem definovaných částech toku. Jednalo se o 100 m dlouhé úseky, jejichž charakteristika je uvedena v příloze 1. Každý úsek byl proloven minimálně dvakrát, aby byla zvýšena pravděpodobnost odlovení většího počtu ryb (Cuinat, 1967; Vincent, 1971). Bylo postupováno v souladu s platnou normou ČSN 757706 – Jakost vod – odběr vzorků ryb pomocí el. proudu, dále dle ON – 341740 – Bezpečnostní předpisy pro obsluhu a práci na el. zařízeních pro lov ryb el. proudem a dle metodiky uvedené v příloze 2 o odlovu a zpracování vzorků rybích společenstev v tocích (Adámek a Jurajda, 2005).

Monitoring proběhl v letech 2011 a 2012 vždy na jaře před předpokládaným zvýšením průtoku a po něm. Pro sledování byly v roce 2011 vybrány lokality „U papírny, U posedu, U skládky kamene, U hájenky, Nad elektrárnou, Tesla a Gendorf“, které leží na území KRNAP. Pro rok 2012 bylo rozhodnuto o prodloužení prolovovaných úseků na 200 m a byly vybrány nejvhodnější tři, a sice „U posedu, U hájenky a Gendorf.“ Bylo tak učiněno z důvodu, aby byli odloveni i jedinci, kteří dříve mohli migrovat pouze těsně za okraj prolovovaného úseku. Fotodokumentace z odlovů je uvedena v příloze 3.

První odlov byl vždy proveden před předpokládanou povodní. Při dalším, který proběhl po povodni, bylo zjišťováno, z kterých lokalit vranky pochází. Při všech odlovech byly ryby změřeny s přesností na 1 mm a při prvním odlovu zváženy s přesností na 1 g. Z důvodu snahy o co nejkratší dobu manipulace s rybami byl pro další výpočet individuální hmotnosti jedinců stanoven délko – váhový regresní model.

Aby mohl být stanoven vliv zvýšených průtoků na dynamiku populací, byli odlovení jedinci skupinově označeni elastomerovými značkami shodné barvy dle jednotlivých

lokalit. Před samotnou manipulací byly ryby nejprve zklidněny v anestetiku „propiscin“. Koncentrace anestetického roztoku byla zvolena v závislosti na teplotě vody, dle Kazun a Siwicki (2001). Poté jim byly vpravovány značky pod spodní čelist, případně mezi čelisti (viz obrázky 5 a 6). Následně byly umístěny do haltýře a po rekonvalescenci vypuštěny zpět do horní poloviny lokality, v které byly odloveny. Při opětovném odlovu byla hodnocena četnost jedinců označených během prvního odlovu.



Obrázky 5 a 6. Umísťování značek pod spodní čelist.

Věkové kategorie vranky byly stanovovány na základě velikostní variability citované ve výsledcích Smíšek a Vejvoda (1956), z důvodu nedostatečného množství vhodných materiálů. Vzhledem k tomu, že byla primárně stanovována délka těla a že hmotnostní kategorie nebyly monotónně rostoucí, byly použity k zařazení do kategorie pouze délky. Výsledný návrh věkových kategorií s ohledem na délku těla (mm):

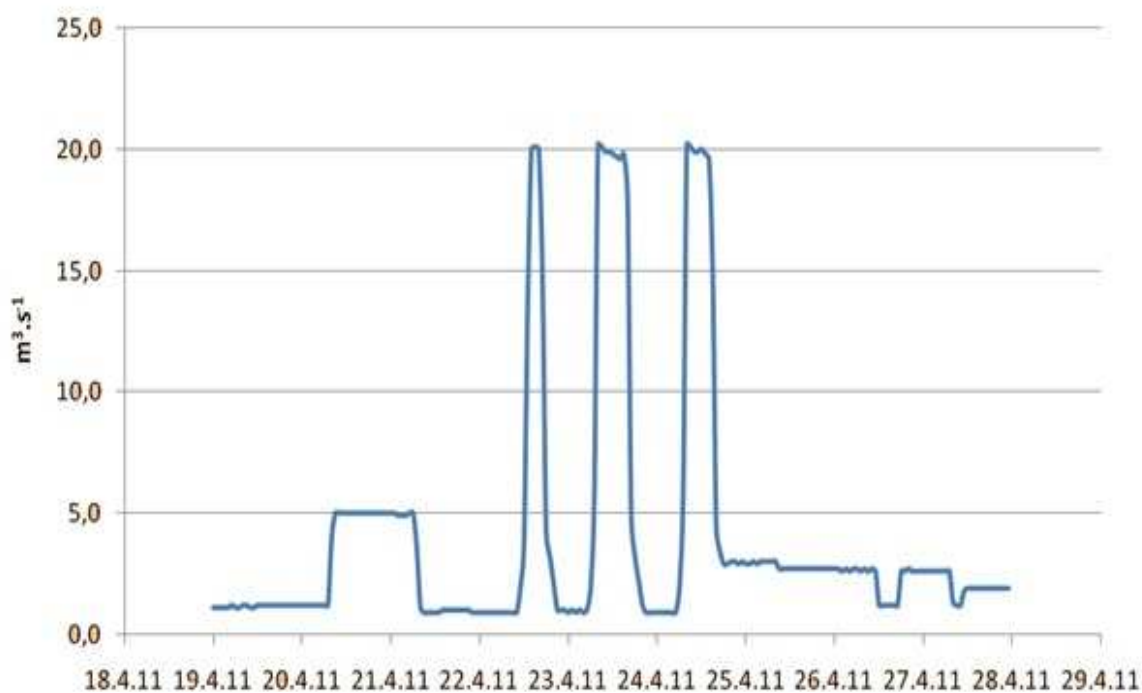
I. ročník (0 – 83), II. ročník (83 – 117), III.+IV.+ V.+VI. ročník (117 – 128), VII. ročník (128 a více).

4 Výsledky

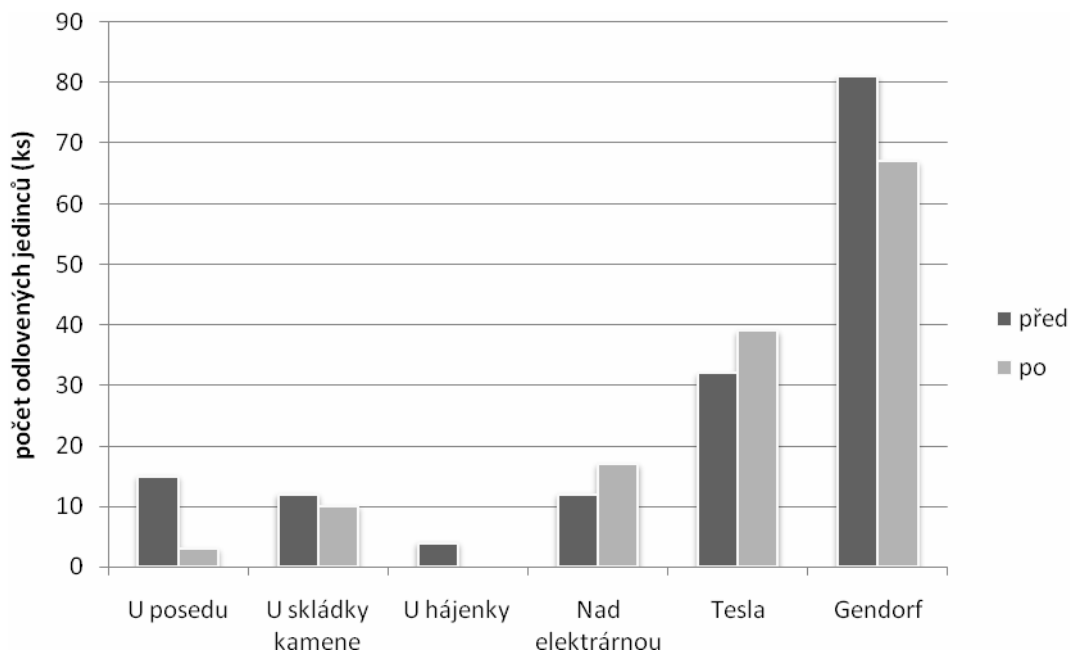
4.1 Uměle vyvolaná povodeň v roce 2011

První odlov byl uskutečněn před předpokládaným zvýšením průtoku. Průběh kolísání průtoku je znázorněn na obrázku 7.

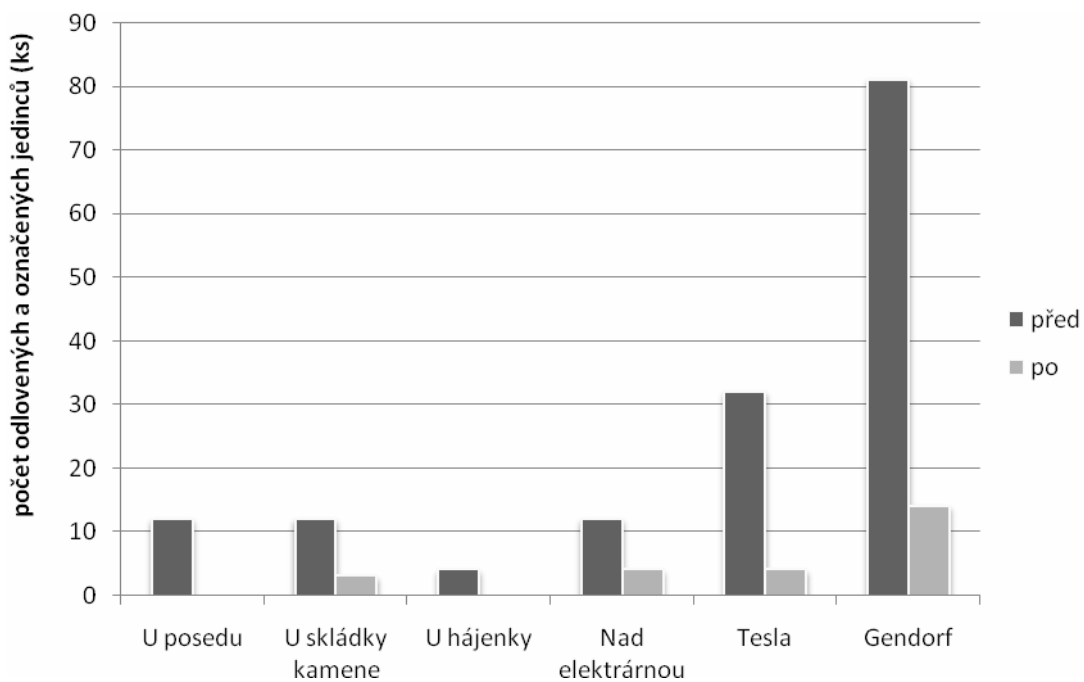
Při prvním odlovu ryb v dubnu 2011 před vodáckými závody bylo celkově odloveno a označeno 153 jedinců. Druhý odlov se uskutečnil hned po závodech a bylo odloveno 136 jedinců, z toho označených 20 jedinců z původní lokality a 5 jedinců splavených z horních lokalit. Nejvyšší počet jedinců byl zaznamenán v lokalitě Gendorf. Celkový počet odlovených jedinců před a po povodni je znázorněn v obrázku 8, počet odlovených a označených jedinců před a po povodni je znázorněn v obrázku 9.



Obrázek 7. Kolísání průtoku v korytě horního Labe během vodáckých závodů v dubnu 2011.



Obrázek 8. Počet odlovených jedinců před a po umělé povodni na jednotlivých lokalitách



Obrázek 9. Počet odlovených a označených jedinců před a po umělé povodni na jednotlivých lokalitách.

4.1.1 Odlov před umělou povodní

Jako základní údaje pro statistické vyhodnocení byly použity hmotnost (viz tabulka 1) a délky těl ryb (viz tabulka 2).

Tabulka 1. Hmotnost odlovených jedinců v jednotlivých lokalitách před umělou povodní (g).

Lokalita	Minimum	1 Kvartil	Medián	Průměr	3 Kvartil	Maximum	Směrodatná odchylka
U posedu	7,00	16,20	18,60	18,71	23,65	29,00	7,10
U skládky	1,00	14,25	21,75	20,04	27,45	31,00	9,38
U hájenky	10,60	16,52	19,25	17,73	20,45	21,80	4,94
Nad elektrárnou	6,00	18,12	21,70	21,04	25,20	34,70	7,36
Tesla	0,8	0,9	1,00	8,92	14,6	39,20	10,40
Gendorf	0,50	10,00	19,00	17,15	25,00	36,00	9,60

Tabulka 2. Délky těl odlovených jedinců v jednotlivých lokalitách před umělou povodní (mm).

Lokalita	Minimum	1 Kvartil	Medián	Průměr	3 Kvartil	Maximum	Směrodatná odchylka
U posedu	70,00	90,50	98,00	96,47	105,00	110,00	11,62
U skládky	31,00	89,00	103,5	96,67	113,0	119,00	24,18
U hájenky	86,00	92,75	99,50	100,2	107,00	116,00	12,82
Nad elektrárnou	68,00	94,00	99,50	97,42	104,2	113,00	11,75
Tesla	29,00	32,50	41,50	61,03	89,00	120,00	30,81
Gendorf	30,00	74,00	92,00	83,98	102,00	122,00	24,11

4.1.2 Odlov po umělé povodni

Tabulka 3. Hmotnost odlovených jedinců v jednotlivých lokalitách po umělé povodni (g). (Jde o odhadnutou hmotnost na základě níže uvedeného nelineárního regresního modelu)

Lokalita	Minimum	1 Kvartil	Medián	Průměr	3 Kvartil	Maximum	Směrodatná odchylka
U papírny	23,83	23,83	23,83	23,83	23,83	23,83	-
U posedu	18,07	18,52	18,98	18,98	19,44	19,89	1,289
U skládky	0,95	9,64	21,14	18,53	28,39	32,31	11,937
U hájenky	-	-	-	-	-	-	-
Nad elektrárnou	1,23	11,39	17,19	17,37	24,35	31,1	8,715
Tesla	2,45	4,358	4,98	10,73	17,21	29,91	9,22
Gendorf	4,16	15,93	21,32	20,18	24,10	88,61	11,21

Tabulka 4. Délky těl odlovených jedinců v jednotlivých lokalitách po umělé povodni (mm).

Lokalita	Minimum	1 Kvartil	Medián	Průměr	3 Kvartil	Maximum	Směrodatná odchylka
U papírny	104	104	104	104	104	104	-
U posedu	92	93	94	94	95	96	2,82
U skládky	25	68,75	98,5	85,4	112,2	119,0	35,53
U hájenky	-	-	-	-	-	-	-
Nad elektrárnou	28,00	75,00	90,00	86,47	105,00	117,00	24,69
Tesla	38,00	49,00	52,00	67,26	90,00	115,00	25,62
Gendorf	48,00	87,00	99,00	93,45	104,50	186,00	22,08

Délko – váhový vztah na základě odlovu před umělou povodní – za celek (viz tabulka 5).

Odhad regresního modelu $W = bL^a$

Odhad počátečních parametrů pro iterační metodu. (Získáno pomocí metody nejmenších čtverců):

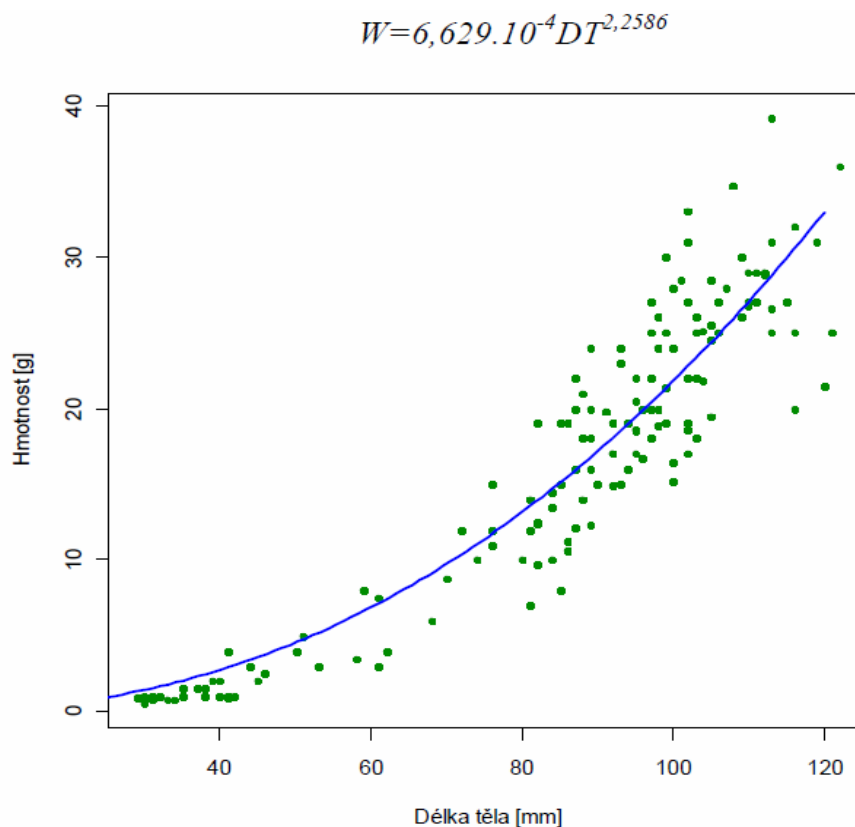
$b = 0,0000589699$; $a = 2,794$

Tabulka 5. Odhad prostřednictvím nelineární regresní analýzy (použit Gauss – Newtonův algoritmus)

Koeficienty	Odhady	Standardní chyba odhadu	t	p-value
b	$6,629 \cdot 10^{-4}$	$3,723 \cdot 10^{-4}$	1,78	0,077 ^{a)}
a	2,25864	$1,2157 \cdot 10^{-1}$	18,58	$< 2,0 \cdot 10^{-16}$

a) V případě klasických předpokladů je tento regresní koeficient statisticky nevýznamný. Pokud by byly porušeny předpoklady o normalitě, je třeba brát výsledek Waldova testu pouze za informativní.

Regresní model délko – váhového vztahu je znázorněn v na obrázku 10.



Obrázek 10. Rozptylový diagram spolu s odhadnutou regresní funkcí délko – váhového vztahu.

4.1.3 Zastoupení jednotlivých věkových kategorií

Postup při určování jednotlivých věkových kategorií s ohledem na délku těla ryb v mm je popsán v předešlé kapitole metodika. Rozdílnost v počtu jedinců jednotlivých věkových kategorií v závislosti na lokalitě před a po umělé povodni je znázorněna v tabulce 6.

Tabulka 6. Zastoupení jednotlivých věkových kategorií podle jednotlivých lokalit před a po umělé povodni (ks).

Lokalita	Délkové intervaly (mm)							
	(0,83]		(83,117]		(117,128]		(128,500]	
	před	po	před	po	před	po	před	po
U posedu	2	0	13	2	0	0	0	0
U skládky kamene	2	3	9	5	1	2	0	0
U hájenky	0	0	4	0	0	0	0	0
Nad elektrárnou	1	5	11	12	0	0	0	0
Tesla	21	28	10	11	1	0	0	0
Gendorf	27	14	52	52	2	0	0	1

Pro testy shody na shodu multinomických rozdělení pro různé délkové kategorie vranky (srovnání odlovů před a po umělé povodni) byly použity Chi-kvadrát test a Exaktní multinomický test.

Kategorie [0,83): Chi-kvadrát test nebylo možno provést. Proto byl proveden Exaktní multinomický test. Podle jeho výsledků (stanovení hodnoty p-value bylo získáno prostřednictvím metody MonteCarlo) lze konstatovat, že se abundance uvedené věkové kategorie statisticky významně liší v jednotlivých lokalitách, před a po umělé povodni (p-value = 0).

Kategorie [83,117): V tomto případě byl proveden Chi-kvadrát test, z jehož výsledků vyplývá, že se abundance uvedené věkové kategorie statisticky významně liší v jednotlivých lokalitách, před a po umělé povodni (X-squared = 11.8081, df = 5, p-value = 0,03751).

Kategorie [117,128]: Na základě provedeného Exaktního multinomického testu (stanovení hodnoty p-value bylo získáno prostřednictvím metody MonteCarlo) bylo zjištěno, že se abundance uvedené věkové kategorie statisticky významně liší v jednotlivých lokalitách, před a po umělé povodni (p-value = 0).

Kategorie [128,500]: V této kategorii nebylo možno provést testování z důvodu nízkého počtu odlovených jedinců.

4.1.4 Celkové vyhodnocení účinku uměle vyvolané povodně na populaci vranky obecné v horním toku Labe

K celkovému vyhodnocení účinků umělé povodně na populaci vranky byly vybrány délky těl a to z důvodu, že každý jedinec byl individuálně měřen, zatímco hmotnost byla odhadována prostřednictvím nelineárního regresního modelu.

Testovaná hypotéza:

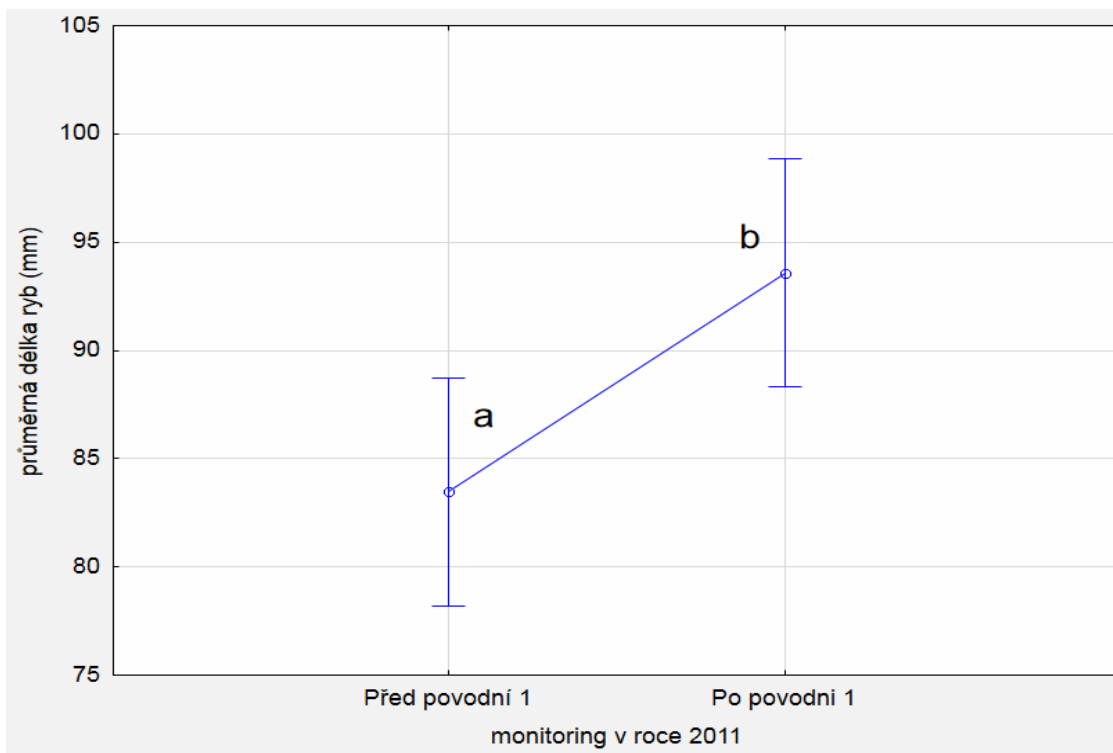
$H_0: F(\text{DT po jarní povodni}) = F(\text{DT před jarní povodní})$

$F(\text{DT})$ je distribuční funkce pro délku těla vranky obecné.

Data byla zpracována pomocí jednofaktorové analýzy ANOVA (p-value = 0,00814). Na základě výsledků testování se podařilo na hladině významnosti $\alpha = 0,05$, tj. s 95% spolehlivostí, zamítnout nulovou hypotézu o shodě distribučních funkcí obou výběrů.

Tzn., že se podařilo prokázat negativní účinek jarní povodně na dynamiku velikostní variability populace vranky obecné.

V roce 2011 došlo po umělé povodni ke statisticky průkaznému zvýšení průměrné délky odlovených jedinců souhrnně ze všech lokalit z 83,5 na 93,6 mm (viz obrázek 11).



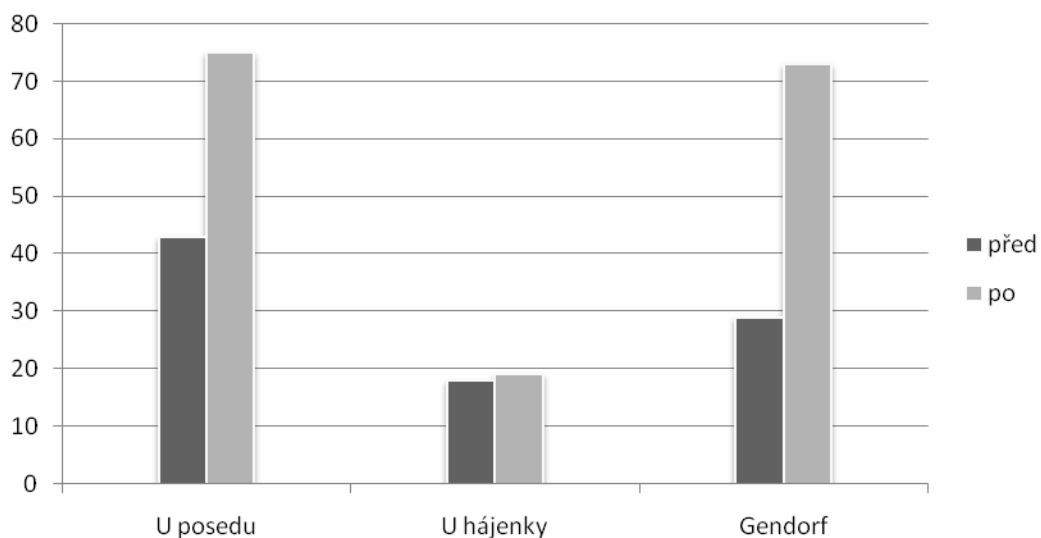
Obrázek 11. Průměrné délky těl vranek souhrnně ze všech lokalit před a po umělé povodni.

4.2 Přírozená povodeň v roce 2012

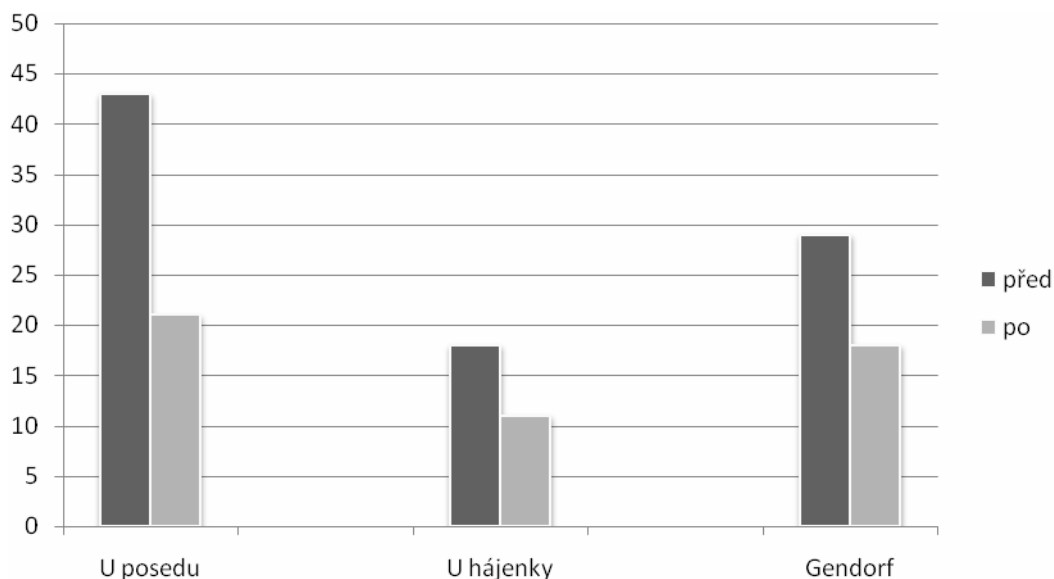
První odlov byl opět proveden před předpokládaným zvýšením průtoku. Průběh kolísání vodního stavu je znázorněn na obrázku 12. Při prvním odlovu ryb v dubnu 2012 bylo celkově odloveno a označeno 90 jedinců, přičemž nejvíce jich bylo uloveno v lokalitě U posedu, kde byli zjištěni i největší jedinci. Po povodni bylo celkem odloveno 141 jedinců, z toho 50 označených. Největší abundance byla zjištěna v lokalitě Gendorf, a sice 73 jedinců. Počet odlovených jedinců před a po povodni je znázorněn na obrázku 13. Počet odlovených a označených jedinců před a po povodni je znázorněn na obrázku 14.



Obrázek 12. Kolísání průtoku vody v horním Labi během přirozené jarní povodně na přelomu dubna a května 2012 (podle Povodí Labe, s.p.).



Obrázek 13. Počet odlovených jedinců vranky před a po přirozené povodni na jednotlivých lokalitách.



Obrázek 14. Počet odlovených a označených jedinců vranky před a po přirozené povodni na jednotlivých lokalitách.

4.2.1 Odlov před povodní

Jako základní údaje pro statistické vyhodnocení byly opět použity hmotnost (viz tabulka 7) a délky těl ryb (viz tabulka 8).

Tabulka 7. Hmotnost odlovených jedinců v jednotlivých lokalitách před přirozenou povodní (g).

Lokalita	Minimum	1 Kvartil	Medián	Průměr	3 Kvartil	Maximum	Směrodatná odchylka
U posedu	3,7	6,725	10,7	13,81	21,28	29,1	8,4133
U hájenky	5,3	7,05	8,80	11,87	15,15	21,50	8,5242
Gendorf	2,3	4,33	6,90	8,567	11,12	19,3	6,2876

Tabulka 8. Délky těl odlovených jedinců v jednotlivých lokalitách před přirozenou povodní (mm).

Lokalita	Minimum	1 Kvartil	Medián	Průměr	3 Kvartil	Maximum	Směrodatná odchylka
U posedu	34,00	55,00	68,00	75,23	94,50	116,00	20,607
U hájenky	43,00	66,00	80,50	80,72	95,25	109,00	19,559
Gendorf	41,00	58,00	79,00	75,89	90,50	109,00	20,1464

4.2.2 Odlov po povodni

Tabulka 9. Hmotnost odlovených jedinců v jednotlivých lokalitách po přirozené povodni (Jde o odhadnutou hmotnost na základě níže uvedeného nelineárního regresního modelu) (g).

Lokalita	Minimum	1 Kvartil	Medián	Průměr	3 Kvartil	Maximum	Směrodatná odchylka
U posedu	1,68	5,90	8,00	9,17	10,00	29,00	5,43
U hájenky	2,30	5,68	11,80	12,26	12,01	17,18	7,22
Gendorf	1,80	7,88	10,30	12,79	18,05	32,69	7,29

Tabulka 10. Délky těl odlovených jedinců v jednotlivých lokalitách po přirozené povodni (mm).

Lokalita	Minimum	1 Kvartil	Medián	Průměr	3 Kvartil	Maximum	Směrodatná odchylka
U posedu	34,00	62,00	70,00	70,55	76,00	120,00	17,17
U hájenky	41,00	58,00	79,00	75,89	90,50	109,00	20,14
Gendorf	35,00	65,00	76,00	77,36	92,00	118,00	19,80

Délko – váhový vztah na základě odlovu před umělou povodní – za celek (viz tabulka 11).

Odhad regresního modelu $W = bL^a$

Odhad počátečních parametrů pro iterační metodu. (Získáno pomocí metody nejmenších čtverců):

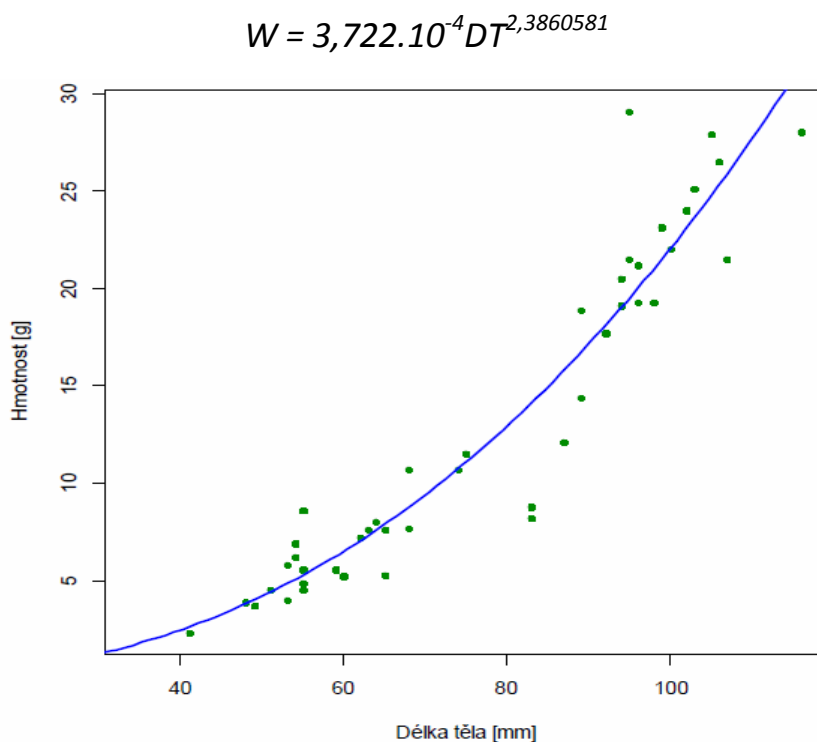
$b = 0,0004239055$; $a = 2,359$.

Tabulka 11. Odhad prostřednictvím nelineární regresní analýzy (použit Gauss – Newtonův algoritmus)

Koeficienty	Odhady	Standardní chyba odhadu	t	p-value
b	$3,722 \cdot 10^{-4}$	$2,551 \cdot 10^{-4}$	1,459	0,152 ^{a)}
a	2,3860581	$1,504437 \cdot 10^{-1}$	15,86	$< 2,0 \cdot 10^{-16}$

a) V případě klasických předpokladů je tento regresní koeficient statisticky nevýznamný. Vzhledem k tomu, že zde mohou být porušeny předpoklady o normalitě, je třeba brát výsledek Waldova testu pouze za informativní.

Regresní model délko – váhového vztahu je znázorněn na obrázku 15.



Obrázek 15. Rozptylový diagram spolu s odhadnutou regresní funkcí délko – váhového vztahu.

4.2.3 Zastoupení jednotlivých věkových kategorií

Rozdílnost v počtu jedinců jednotlivých věkových kategorií v závislosti na lokalitě před a po přirozené povodni je znázorněn v tabulce 12.

Tabulka 12. Zastoupení jednotlivých věkových kategorií podle jednotlivých lokalit před a po přirozené povodni (ks).

Lokalita	Délkové intervaly (mm)							
	(0,83]		(83,117]		(117,128]		(128,500]	
	před	po	před	po	před	po	před	po
U posedu	25	41	18	7	0	1	0	0
U hájenky	11	12	7	7	0	0	0	0
Gendorf	12	44	7	28	0	1	0	0

Pro testy shody na shodu multinomických rozdělení pro různé délkové kategorie vranky (srovnání odlovů před a po umělé povodni) byl použit Chi-kvadrát test.

Kategorie (0,83]: Na základě provedeného Chi-kvadrát testu lze konstatovat, že se abundance uvedené délkové kategorie statisticky významně liší před a po přirozené povodni ($p\text{-value} = 0$).

Kategorie (83,117]: Na základě provedeného Chi-kvadrát testu lze konstatovat, že se abundance uvedené délkové kategorie statisticky významně liší před a po přirozené povodni ($p\text{-value} = 0$).

Kategorie (117,128]: Nebylo možno provést statistické vyhodnocení z důvodu nízkého počtu odlovených jedinců.

Kategorie (128,500]: Nebylo možno provést statistické vyhodnocení z důvodu nízkého počtu odlovených jedinců.

4.2.4 Celkové vyhodnocení účinku přirozené jarní povodně na populaci vranky obecné v horním toku Labe

K celkovému vyhodnocení účinků přirozené povodně na populaci vranky byly opět vybrány délky těl a to z důvodu, že každý jedinec byl individuálně měřen, zatímco hmotnost byla odhadována prostřednictvím nelineárního regresního modelu.

Testovaná hypotéza:

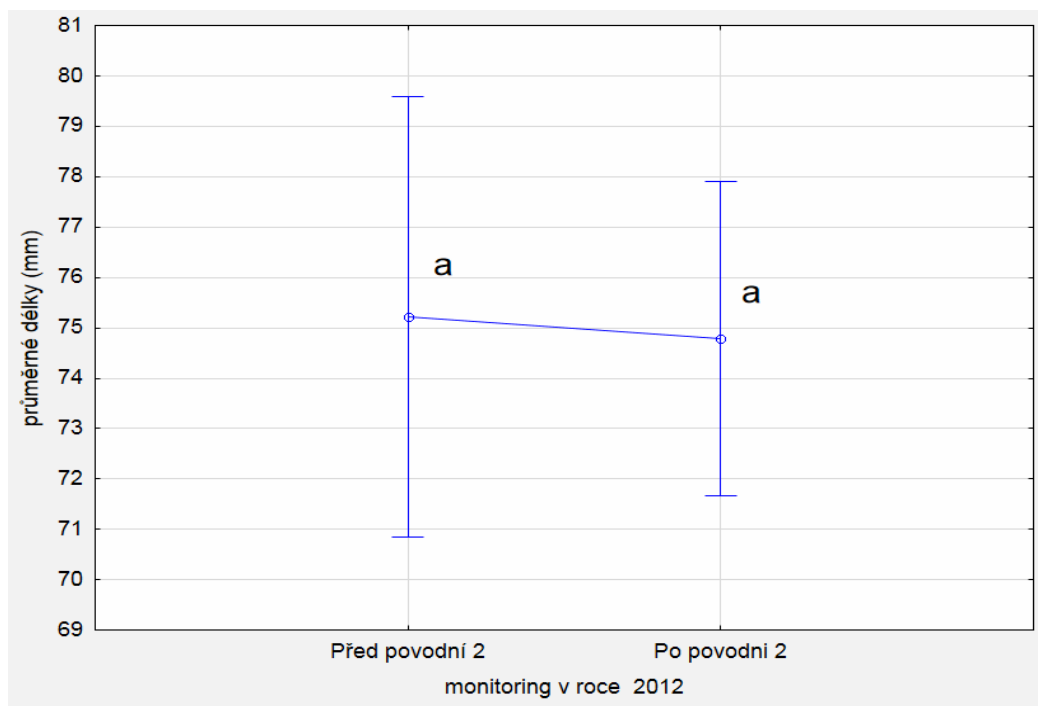
$H_0: F(\text{DT po jarní povodni}) = F(\text{DT před jarní povodní})$

$F(\text{DT})$ je distribuční funkce pro délku těla vranky obecné.

Data byla zpracována pomocí jednofaktorové analýzy ANOVA ($p\text{-value} = 0,87530$). Na základě výsledků testování se nepodařilo na hladině významnosti $\alpha = 0,05$, tj. s 95% spolehlivostí, zamítnout nulovou hypotézu o shodě distribučních funkcí obou výběrů.

Tzn., že se nepodařil prokázat negativní účinek jarní povodně na dynamiku velikostní variability populace vranky obecné.

V roce 2012 tedy nedošlo po přirozené jarní povodni ke statisticky průkaznému posunu průměrné délky těl odlovených jedinců. Průměrná délka klesla pouze o 0,4 mm z původních 75,2 mm před povodní na 74,8 mm po povodni (viz obrázek 16).



Obrázek 16. Průměrné délky těl vranek obecných souhrnně ze všech lokalit před a po umělé povodni.

4.3 Vzájemné porovnání účinků uměle vyvolané povodně v roce 2011 a přirozené povodně v roce 2012

Pro testování byla provedena filtrace dat z roku 2011, neboť bylo loveno na více lokalitách. Pro posouzení byly proto za oba roky vybrány pouze lokality „U posedu, U hájenky a Gendorf.“ K celkovému vyhodnocení účinků povodně na populaci vranky byly opět vybrány délky těl.

Testovaná hypotéza:

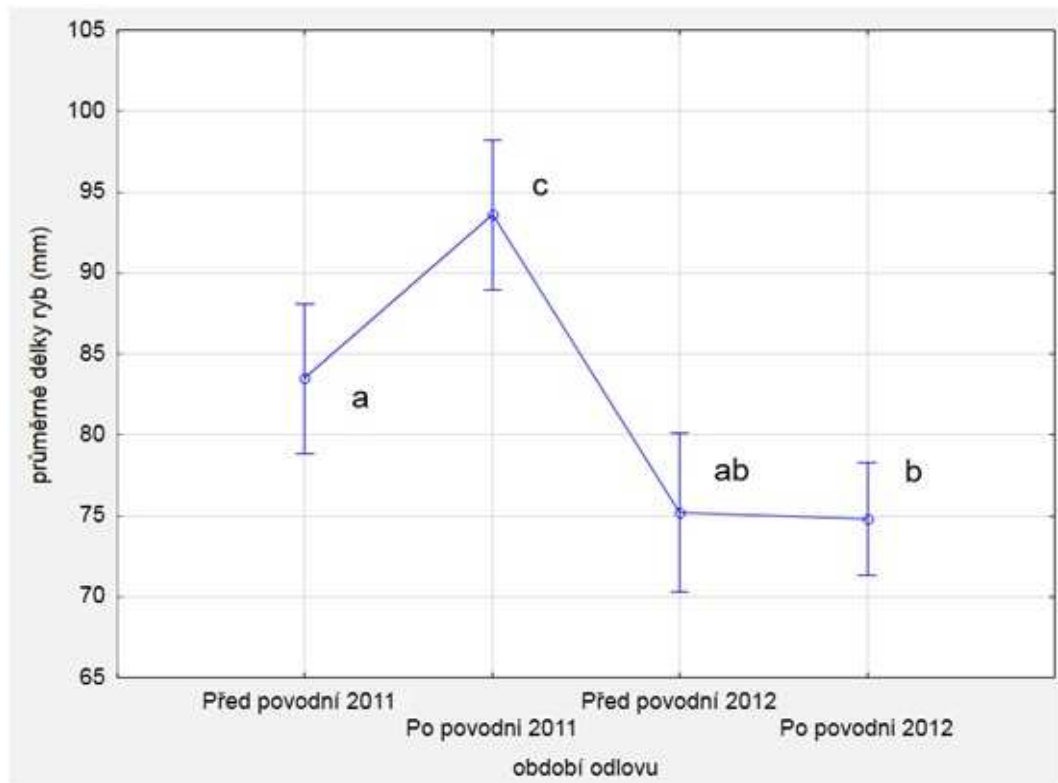
$$H_0: F(DT_{2011}) = F(DT_{2012})$$

$F(DT)$ je distribuční funkce pro délku těla vranky obecné.

Data byla zpracována pomocí jednofaktorové analýzy ANOVA ($p\text{-value} = 0$). Na základě výsledků testování se podařilo na hladině významnosti $\alpha = 0,05$, tj. s 95% spolehlivostí, zamítnout nulovou hypotézu o shodě distribučních funkcí obou výběrů.

Tzn., že z pohledu dynamiky velikostní variability populace vranek v toku se situace v roce 2011 statisticky významně lišila před i po jarní povodni ve srovnání se situací v roce 2012 před i po jarní povodni. Dále byl použit Tukeyho HSD test, který určuje

rozdílnost mezi jednotlivými odlovy. Statisticky průkazné rozdíly jsou v grafu označeny rozdílnými indexy (viz obrázek 17).



Obrázek 17. Průměrné délky těl vranek obecných souhrnně ze všech lokalit před a po umělé povodni v roce 2011, před a po přirozené povodni v roce 2012 a vzájemné srovnání v obou letech.

5 Diskuze

Tento pokus byl zaměřen na sledování změn v počtu a velikostní variabilitě populací vranek žijících v horním toku Labe, a sice před umělou povodní a po ní (v roce 2011) a před přirozenou povodní a po ní (v roce 2012) a následně jejich srovnání.

Podle Luska (2002) nelze jednoznačně říci, jak ryby reagují na extrémní povodně. Jejich negativní dopad na rybí populace je však výrazně vyšší než při běžných povodních, které jsou každoročním jevem. V námi sledovaném úseku toku se pravidelně vyskytují povodně na jaře (v důsledku tání sněhu) a koncem léta (v důsledku častých bouřek v Krkonoších).

V tocích s absencí migračních překážek se splavené ryby mohou vrátit na svá původní stanoviště. To však neplatí pro vranku, která má omezenou schopnost pohybu díky chybějícímu plynovému měchýři (Lusk a Lojkásek, 2009). I přesto jsme se kvůli objektivitě snažili, aby první odlov vždy proběhl co nejkratší dobu před povodní a druhý ihned po opadnutí povodňové vlny. William (1986) během svého pokusu dokázal, že po osmi měsících po povodni byla již obnovena rybí populace a na některých lokalitách došlo dokonce ke zvýšení druhové abundance. Nejspíše právě z důvodu dlouhé časové prodlevy mezi jednotlivými odlovy se Kubínovi a kol., (2010) nepodařilo prokázat negativní vliv povodně na populaci vranky pruhoploutvé (*Cottus poecilopus*) v přítocích Rožnovské Bečvy. Odlov může být do značné míry ovlivněn také denní dobou. Podle Hessisches Ministerium für Umwelt (2008) by bylo vhodnější lovit ryby s typicky noční aktivitou, mezi něž vranka bezesporu patří, v noci. Z hlediska bezpečnosti práce s elektrickým zařízením se však tento způsob neprovádí.

Typicky říční druhy ryb vyhledávají se zvyšujícím se průtokem různé proudové stíny, kde povodeň přečkají. V silně regulovaných tocích s vydlážděným dnem a břehy, s kolmými zdmi kolem břehů apod. nemají ryby šanci žádný proudový stín najít, a proto v takovýchto úsecích dochází k jejich splavování proudem do níže položených míst. To se týká nejvíce mladých jedinců, kteří nejsou schopni odolávat silnému proudění. V místech, kde má tok možnost se rozlít do litorálu, mohou ryby tuto oblast využívat k přečkání povodně, vyhnou se tak snadno nejrychlejšímu proudění v korytě toku. Jejich návrat z litorálu do hlavního toku při opadávání vodního sloupce pak nejvýrazněji ovlivňuje rychlost opadu vody. Mladší ročníky ryb, které pomaleji plavou a zejména

pak vranka, která pouze poskakuje po dně, často zůstávají uvězněny v mělčinách mezi kameny, kde později uhynou (Lusk, 2002).

Menší jedinci vranky obývají mělké příbřežní partie, kde jsou proudem snadno strhávání do níže položených partií toku, odkud se díky nízké protiproudové migrační schopnosti nejsou schopni vrátit na svá původní stanoviště, nebo jsou naopak odplaveni do rozlivného pásma. Při opadávání povodňové vlny jsou tito jedinci vystaveni riziku, že se včas nestihnou vrátit do koryta toku. K těmto situacím dochází především při uměle vyvolané povodni, kdy dopadová křivka je velmi strmá. Ryby pak zůstávají uvězněny v mělčinách mimo koryto hlavního toku, kde se později stanou obětí predátorů nebo uhynou. Oproti tomu starší jedinci nejsou ke kolísání průtoků tolik citliví, protože zpravidla obývají vhodnější životní prostor (pod velkými balvany, ve větších hloubkách), kde snáze přečkají povodeň.

To dokazuje i náš pokus, kdy zejména v lokalitě Nad elektrárnou zůstávaly v zaplavené litorální zóně po náhlém poklesu vodního sloupce uvězněné ryby, což později zapříčinilo jejich úhyn. Ryby také velmi často zůstávají po povodních mimo hlavní tok v dočasně vytvořených tůních, které jsou pod úrovní hladiny jimi původně obývaného toku. Lusk a kol., (1998) konstatují, že se jedná o běžný jev při povodni, neboť ryby ztratí kontakt s hlavním proudem. Ke stejnému závěru došla ve své publikaci i Filipová (2010), která po povodni na Skalické Morávce objevila hejno střevlí, žijících v mělké tůni poblíž toku, což není jejím typickým stanovištěm. Lusk (2002) ve své studii uvádí, že nejnegativnější dopad povodní zaznamenal u bentických druhů, mezi nimiž jmenuje právě i vranku obecnou. Na druhou stranu však také konstatuje, že povodně nemusí mít vždy jen negativní dopad, ale mohou být i prospěšné. Jako příklad uvádí zlepšení kvality dna odplavením sedimentovaných částic.

V tomto pokusu byl prokázán negativnější vliv uměle vyvolané povodně oproti povodni přirozené. Podobnou situaci, kterou lze přirovnat k umělé povodni, popisuje Čihař (1976) po protržení hráze rybníka. Během svého pokusu zjistil odplavení menších druhů ryb, mezi nimiž byla i vranka. Další negativní vliv povodně popisují Čech a Čech (2004) ve Štěpánovském potoce, kde došlo k úplnému odplavení vranek ze sledovaných lokalit. Wiliam (1986) vyzoroval nejnegativnější dopad povodní na druhovou i kusovou abundanci v úsecích, kde docházelo k největšímu poškození původního koryta vlivem vysokého průtoků.

Při poklesu vodního sloupce bylo zaznamenáno i velké množství zoobentosu, který byl proudem vyneseno mimo hlavní tok. Tento fakt může mít také nepříjemný vliv na rybí

populace v toku v důsledku snížení potravního spektra. Podobným výzkumem se zabýval Pavlíček (2010), který ve své práci dokazuje zvýšený drift zoobentosu při elektrolovu, a to jak díky brodění, tak díky samotnému elektrošoku.

6 Závěr a doporučení

Po dohodě s vedoucím práce nebyla měřena ekvitabilita, druhová abundance, dominance a diverzita. Zaměřili jsme se pouze na vranku, konkrétně na účinky povodní na velikostní variabilitu vranek, neboť se jedná o chráněný druh a díky své omezené schopnosti pohybu je ke zvýšeným průtokům mnohem citlivější než ostatní druhy. Dále jsem v práci vynechal výsledky z měření fyzikálních a chemických vlastností vody, neboť se před ani po povodních výrazně nelišily.

Při odlovu před uměle vyvolanou povodní v roce 2011 bylo celkem uloveno a označeno 153 jedinců vranky obecné. Po povodni bylo celkem odloveno 136 jedinců, z toho pouze 25 označených. Úspěšnost opakovaného odlovu označených jedinců byla při tomto sledování v lokalitách U skládky kamene 16,6 %, Nad elektrárnou 25 %, Tesla 12,5 % a Gendorf 13,5 %. V lokalitách U posedu a U hájenky nebyli po povodni odloveni žádní označení jedinci.

Při odlovu před přirozenou jarní povodní v roce 2012 bylo celkem odloveno a označeno 90 jedinců vranky. Po povodni bylo celkem odloveno 141 jedinců, z toho 50 označených. Úspěšnost opakovaného odlovu označených jedinců byla při tomto sledování v lokalitách U posedu 48 %, U hájenky 61 % a Gendorf 62 %.

Byl otestován vliv umělé povodně v roce 2011, kdy byl zjištěn statisticky průkazný posun v dynamice velikostní variability vranek po povodni. V roce 2012, kdy proběhla přirozená jarní povodeň, se tento negativní účinek prokázat nepodařil. Lze tedy konstatovat, že uměle vyvolaná povodeň působí negativněji, a to zejména na mladší ročníky vranky obecné než povodeň s přirozeným průběhem. Největší hrozbou pro vranku tedy nejsou jen vysoké průtoky, ale hlavně jejich náhlé kolísání.

Bylo by proto vhodné omezit náhlé kolísání průtoků vody korytem na minimum. Dále by bylo vhodné provést několik revitalizačních zásahů. Např. vybudování bočních výhonů či připojených průtočných tůní, kde by ryby snadno přečkaly povodeň a poté by se mohly opět vrátit na svá původní stanoviště v toku. Tyto revitalizační prvky by byly ale zřejmě velmi finančně náročné na údržbu, a to zejména díky velké sedimentaci.

Během odlovů bylo zaznamenáno také několik jedinců střevle potoční (*Phoxinus phoxinus*), a sice v lokalitách U skládky kamene a U hájenky. Jistě by bylo vhodné věnovat pozornost i tomuto druhu a realizovat jeho repatriační program, který je řešen již řadu let.

7 Seznam bibliografických citací

ADÁMEK, Z.; JURAJDA, P. (2005). Metodika odlovu a zpracování vzorku rybích společenstev v tocích, Ústav biologie obratlovců AV ČR, VÚ rybářský a hydrobiologický JU, Vodňany, Brno. 8 s.

ADÁMEK, Z.; VOSTRADOVSKÝ, J.; DUBSKÝ, K.; NOVÁČEK, J.; HARTVICH, P. (1997). Rybářství ve volných vodách. East Publishing, Praha.

ANDREASSON, S. (1969). Interrelations between *Cottus poecilopus* Heckel and *Cottus gobio* L. In a regulated North Swedish river. Oikos 20: 540 – 546.

BARAS, E. (1995). An improved electrofishing methodology for the assessment of habitat use by young-of-the-year fishes. Arch. Hydrobiol. 134: 403 – 415.

BARUŠ, V.; OLIVA, O. (1995). Mihulovci Petromyzontes a Ryby Osteichthyes (1). Fauna ČR a SR, sv. 28/1, Academia Praha.

BISCHOFF, A.; WOLTER, C. (2001a). The 0+ fish community structure in a large lowland river: first results of a study from the River Oder. Arch. Hydrobiol. Suppl. 135/2-4: 137 – 151.

BLESS, R. (1981). Untersuchungen zum Einflub von gewässerbaulichen Maßnahmen auf.

BLESS, R. (1990). Die Bedeutung von gewässerbaulichen Hindernissen im Raum-Zeit-System der Groppe (*Cottus gobio* L.). Natur und Landschaft 65, 581 – 585.

BOHMER, J.; KAPPUS, B.; JANSEN, W.; NILL, A.; BEITER, T.; RAHMANN, H. (1996). Conditions for successful upstream passage through fishways as derived from field data and an experimental flume. International Conference on Fish Migration and Fish By-pass Channels. Vienna 1996.

BROWN, L., R. (1991). Differences in habitat choice and behaviour among three species of sculpin (*Cottus*) in artificial stream channels. Copeia 1991, 810 – 819.

CARTER, M., G.; COPP, G., H.; SZOMLAI, V. (2004). Seasonal abundance and microhabitat use of bullhead *Cottus gobio* and accompanying fish species in the river Avon (Hampshire), and

implications for conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 14: 395 – 412.

CASSELMAN, J. M.; PENCZAK, T.; CARL, L.; MANN, R., H., K.; HOLČÍK, J.; WOITOWICH, W., A. (1990). An Evaluation of Fish Sampling Methodologies for Large River Systems, *Polskie Archiwum Hydrobiologii*: 37, 4, pp. 521 – 551.

COPP, G., H.; GARNER, P. (1995). Evaluating the microhabitat use of freshwater fish larvae and juveniles with point abundance sampling by electrofishing. *Folia Zool.* 44: 145 – 158.

CUINAT, R. (1967). Contribution to the study of physical parameters in electrical fishing in rivers with direct current. In: Vibert, R. (ed.): *Fishing with electricity, its application to biology and management*. FAO, Fishing News Ltd, Surrey, UK. s. 135 – 147.

ČECH, M.; ČECH, P. (2004). Vliv povodní na ichtyofaunu Štěpánovského potoka. VII. Česká ichtyologická konference, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech, Vodňany 6. – 7.5. 2004.

ČIHAŘ, J. (1969). Taxonomical and ecological notes on *Cottus gobio* Linnaeus, 1758, and *Cottus poecilopus* Heckel, 1836 (Osteichthyes: Cottidae). *Act. Soc. Zool. Bohem.*, č. 33, s. 102 – 110.

ČIHAŘ, J. (1976). Vliv povodně na ichtyofaunu potoka Mnichovky u Senohrab. *Čas. Nár. muz., odd. přírodověd., Praha*, , 223 – 227.

DAHL, J.; GREENBERG, L. (1996). Effects of habitat structure on habitat use by *Gammarus pulex* in artificial streams. *Freshwater Biology* 36: 487 – 495. Die Fischfauna in Mittelgebirgsbächen. *Natur und Landschaft* 56, 243 – 252.

DOSCH, L. (1899). *Die Fischwasser und die Fische des Großherzogtums Hessen*. 152 s. Gießen (Roth).

DOWNHOWER, J., F.; LEJEUNE, P.; GAUDIN, P.; BROWN, L. (1990). Movements of the Chabot (*Cottus gobio*) in a small stream. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 37: 119 – 126.

DUBSKÝ, K.; KOUŘIL, J.; ŠRÁMEK, V. (2003). *Obecné rybářství*. Praha: Informatorium: 215 – 217.

- DYK, V. (1944). Naše ryby. Nakladatelství R. Promberga, Olomouc, 317 s.
- ELLIOTT, J., M.; ELLIOTT, J., A. (1995). The critical thermal limits for the bullhead, *Cottus gobio*, from three populations in north-west England. *Freshwater Biology* 33, 411 – 418.
- ENGLBRECHT, C, C.; FREYHOF, J.; NOLTE, A.; RASSMANN, K.; SCHLIEWEN, U.; TAUTZ D. (2000). Phylogeography of the bullhead *Cottus gobio* (Pisces: Teleostei: Cottidae) suggests a pre-pleistocene origin of the major central European populations. *Mol. Ecol.* 9, 709 – 722.
- EPPE, R.; PERSAT, H.; BEAUDOU, B.; BERREBI, P. (1999). Genetic variability in sculpins (genus *Cottus*) from southern France, with reference to the taxonomic status of an endemic species, *C. petiti*. – *Heredity* 83: 533 – 540.
- FAUSCH, K., D.; TORGESEN, C., E.; BAXTER, C., V.; LI, H., W. (2002). Landscapes to riverscapes: bridging the gap between research and conservation of stream fishes. *BioScience* 52: 483 – 498.
- FILIPOVÁ, L. (2010). Rostliny a živočichové za povodní. In: Kapka, zpravodaj státního podniku Povodí Odry: zprávy, zajímavosti, novinky, informace. Ostrava: SILVER B.C., s. 18 – 19.
- FISCHER, S.; KUMMER, H. (2000). Effects of residual flow and habitat fragmentation on distribution and movement of bullhead (*Cottus gobio* L.) in an alpine stream. *Hydrobiologia* 422(423): 305 – 317.
- FREYHOF, J. (1998). Riffle spawning white bream *Abramis bjoerkna* (Cyprinidae) in regulated river – a case of unsuitable habitat choice? *It. J. Zool.* 65: 441 – 444.
- FRIEDMAN, R. (1974). Electrofishing for population sampling: A selected bibliography. U.S. Dept. Of Interior. Office of Library Services, Bibliography series 31.
- GARNER, P. (1995). Suitability indices for juvenile 0+ roach [*Rutilus rutilus* (L.)] using point abundance sampling data. *Reg. Rivers: Res. & Mgmt.* 10: 99 – 104.
- HALSBAND, E. (1967). Basic principles of electric fishing In: Fishing with electricity: Its application to biology and management Ed R Vibert Fishing News Books pp 57 – 64.

HANEL, L. (1995). Ochrana ryb a mihulí (Conservation of fishes and lampreys). ZO ČSOP Vlašim, 139 str. (In Czech with English summary)

HANEL, L.; LUSK, S. (2005). Ryby a mihule České republiky, rozšíření a ochrana. ZO ČSOP Vlašim.

HANEL, L. (1992). Poznáváme naše ryby. Zemědělské nakladatelství Brázda, Praha, 288 s.

HÄNFLING, B.; BRANDL, R. (1998). Genetic differentiation of the bullhead *Cottus gobio* L. across watersheds in Central Europe: evidence for two taxa. – Heredity 80: 110 – 117.

HARTVICH, P. (2000). Podklady pro vytvoření soustavy chráněných území NATURA 2000. Ms., depon. In AOPK ČR.

HESSEN, Hessisches Ministerium für Umwelt (2008). Natura 2000 praktisch in Hessen - Artenschutz in und an Gewässern. 2. Aufl. Wiesbaden: HMULV [u.a.].

CHVOJKOVÁ, E.; VOLF, O.; KOPEČKOVÁ, M.; HUMMEL, J.; ČÍŽEK, O.; DUŠEK, J.; BŘEZINA, S.; MARHOUL, P. (2011). Příručka k hodnocení významnosti vlivů na předměty ochrany lokalit soustavy Natura 2000, ISBN 978-80-7212-568-5, 97 s.

JUNGWIRTH, M. (1996). Bypass channels at weirs as appropriate aids for fish migration in rhithral rivers. Regulated Rivers Research & Management, 12: 483 – 492.

JUNGWIRTH, M.; PARASIEWICZ, P. (1994). Fischeaufstiegshilfen an Gebirgsflüssen. Wien, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft.

JURAJDA, P. (1999). Comparative nursery habitat use by 0+ fish in a modified lowland river. Reg. Rivers: Res. & Mgmt. 15: 113 – 124.

KAZUN, K.; SIWICKI, A., K. (2001). Propiscin — a safe new anaesthetic for fish. Arch. Pol. Fish. 9, 183 – 190.

KLUNZINGER, C., B. (1881). Die Fische in Württemberg, faunistisch – biologisch betrachtet und die Fischereiverhältnisse daselbst. – Jh. Ver. Vaterl. Naturk. Württ. 37: 172 – 304.

KNAEPKENS, G.; BRUYNDONCX, L.; BERVOETS, L.; EENS, M. (2002). The presence of artificial stones predicts the occurrence of the European bullhead (*Cottus gobio*) in a regulated lowland river in Flanders (Belgium). *Ecology of Freshwater Fish* 11: 203 – 206.

KNAEPKENS, G.; BRUYNDONCX, L.; COECK, J.; EENS M. (2004a). Spawning habitat enhancement in the European bullhead (*Cottus gobio*), an endangered freshwater fish in degraded lowland rivers. *Biodiversity and Conservation* 13: 2443 – 2452.

KNAEPKENS, G.; BRUYNDONCX, L.; EENS, M. (2004b). Assessment of residency and movement of the endangered bullhead (*Cottus gobio*) in two Flemish rivers. *Ecology of Freshwater Fish* 13: 317 – 322.

KONEČNÁ, G. (2006). Hodnocení metodiky opakovaný odlovů ryb, diplomová práce, Brno, 50 s.

KOROLEV, V., V. (1991). The common sculpin, *Cottus gobio*, of the Upper Pechora River Basin. *Journal of Ichthyology* 31, 36 – 41.

KŘESINA, J.; DUŠEK, J. (2013). Metodika podpůrného transferu (repatriace) vranky obecné (*Cottus gobio*), Daphne ČR – Institut aplikované ekologie, 8 s.

KUBÍN, M.; TOŠENOVSKÝ, E; LUSK, S. (2012). Vliv bleskové povodně na vranku pruhoploutvou (*Cottus poecilopus*) ve třech přítocích Rožnovské Bečvy.

LAUTERBORN, R. (1903). Das Vogel – Fisch und Thierbuch des Strassburger Fischers Leonhard Baldner aus dem Jahre 1666. Verlag der Hofbuchdruckerei August Lauterborn, Ludwigshafen; 177 s.

LELEK, A. (1987). The Freshwater Fishes of Europe 9. Threatened Fishes of Europe. – 343 s. Wiesbaden (Aula).

LOJKÁSEK, B.; LUSK, S. (2001). Ohrožené a bioindikačně významné druhy mihulovců a ryb v povodí řeky Odry na území Moravy a Slezska. *Acta Fac. Rer. Nat. Univ. Ostraviensis, Biologica - Ecologica*, 8: 133 – 140.

LUSK, S. (1998). Průtokové poměry ve vodních tocích a rybí společenstva. *Vodní hospodářství: voda, ovzduší, půda, odpady.*, roč. 48, č. 1-2, s. 34 – 35.

LUSK, S. (2002). Povodně a ryby. *Živa.*, č. 6, s. 273-276. ISSN 0044-4812.

LUSK, S.; LOJKÁSEK, B. (2009). Biologicko-ekologické aspekty a legislativní požadavky k migrační prostupnosti pramenných částí vodních toků. Ústav biologie obratlovců AV ČR, v.v.i.

LUSK, S.; LUSKOVÁ, V.; LOJKÁSEK, B.; HALAČKA, K.; VETEŠNÍK, L.; MERTA, L. (2006). Poznámky k výskytu vzácných a chráněných druhů mihulí a ryb v povodí řeky Moravy. *Biodiverzita ichtyofauny ČR* 6: 87 – 94.

LUSK, S.; HALAČKA, K.; LUSKOVÁ, V.; LOJKÁSEK, B.; ŠLECHTA, V.; PRAŽÁK, O. (1998). Vliv katastrofálních povodní v červenci 1997 na biodiverzitu ryb ve vodních tocích. *Biodiverzita ichtyofauny ČR (II)*: 35 – 44.

LUSK, S.; BARUŠ, V.; VOSTRADOVSKÝ, J. (1992). *Ryby našich vod*. Praha: Academia: 202 – 204.

LUSK, S.; HANEL, L.; LUSKOVÁ, V. (2004). Red List of the ichthyofauna of the Czech Republic: Development and present status. *Folia zoologica* 53(2): 215 – 226 pp.

LYTLE, D., A.; POFF, N., L. (2004). Adaptation to natural flow regimes. *Trends in Ecology and Evolution* 19: 94 – 100.

MAITLAND, P.,S. (2000). *Guide to Freshwater Fish of Britain and Europe*. Hamlyn, London. 256 pp.

MANN, R., H., K. (1989). Fish population dynamics in the river Frome, Dorset. *Regulated Rivers, Research & Management* 4, 165 – 177.

MERTA, L. (2008). *Vzácné druhy ryb a mihulí Olomouckého kraje, Rozšíření a ochrana*, ISBN 978-80-87051-30-6, 54 – 58.

OLIVA, O. (1956). Příspěvky k systematické revisi některých našich ryb, část II. *Čas. Nár. muzea Praha, dd. věd přír.*, 124 (32), : 171 – 182

PAVLÍČEK, M. (2010). *Vliv elektrolovu na makrozoobentos*, bakalářská práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice, 37 s.

PAVLOV, D., S. (1989). Structures assisting the migrations of nonsalmonid fish. Fisheries Technical Paper, No. 308, Rome, FAO.

PERROW, M.; PUNCHARD N.; JOWITT A. (1997). The Habitat Requirements of Bullhead (*Cottus gobio*) and Brown Trout (*Salmo trutta*) in the Headwaters of Norfolk rivers: Implications for Conservation and Fisheries. ECON, Ecological Consultancy & Environment Agency, Eastern Area, Peterborough: 50.

PODLESNÝ, M.; BEDNÁŘ, R.; DUBSKÝ, K.; DVOŘÁK, V.; NUSL, P.; POUPĚ, J. (2010). Lov ryb elektrickým agregátem. Praha: Český rybářský svaz - Rada, , 142 s. ISBN 978-80-254-6834-0 (váz.).

POFF, N., L.; ALLAN, J., D.; BAIN, M., B.; KARR, J., R.; PRESTEGAARD, K., L.; RICHTER, B., D.; SPARKS, R., E.; STROMBERG, J., C. (1997). The natural flow regime. *BioScience* 47: 769 – 784.

RAPP, W., V. (1854). Die Fische des Bodensees. Jahreshefte des Vereins für vaterländische Naturkunde in Württemberg, 2: 137 – 175.

REYNOLDS, J., B. (1996). Electrofishing. In: Murphy, B.R., Willis, D.W. (eds.): Fisheries techniques. American Fisheries Society, Maryland, USA. 732s.

RIFFEL, M.; SCHREIBER, A. (1995). Coarse-grained population structure in Central European sculpin (*Cottus gobio* L.): Secondary contact or ongoing genetic drift? – *Journal of zoological Systematics and Evolutionary Research* 33: 173 – 184.

ŘÍHA, J. (1986). Lov ryb elektřinou, druhé přepracované vydání, Český rybářský svaz, vydavatelství Naše vojsko, n. p., Praha, 192 s.

SCHINDLER, O. (1975). Unsere Süßwasserfische. 5 Aufl. – 236 s. 54+ 73 Abb. Stuttgart (Kosmos Franck).

SLAVÍK, O. (2009). Zjištění stavu přirozené reprodukce ryb v oblasti Vltavského luhu. VÚV T.G.M., Praha.

SMÍŠEK, J.; VEJVODA, M. (1956). Růst, stáří a rozmnožování vranky obecné v pstruhových vodách. *Živočišná výroba*, č. 29.

SMYLY, W., J., P. (1957). The life-history of the bullhead or Miller's thumb (*Cottus gobio* L.). Proceedings of the Zoological Society – London 128, 431 – 453.

SPÄH, H.; BEISENHERZ, W. (1982). Beitrag zur verbreitung und o'kologie der groppe (*Cottus gobio*, L., Pisces) in Ostwestfalen und im Kreis Osnabru' ck (Niedersachsen). Poster zu Verhandlungen der Gesellschaft fu'r O'kologie. Bern 12, 617 – 626.

SPURNÝ, P. (2000). Ichtyologie – vysokoškolská skripta, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně 1998.

STALNAKER, C., B.; BOVEE, K., D.; WADDLE, T., J. (1996). Importance of the temporal aspects of habitat dynamics to fish population studies. Regulated Rivers: Research and Management 12: 145 – 153.

ŠIMEK, Z. (1954). Rybářství na tekoucích vodách, Praha.

ŠLECHTOVÁ, V. (2001). Genetická struktura populací vranky obecné (*Cottus gobio*) na území České republiky: I. Alozymové mapování. Bakalářská práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 30 s.

TOMLINSON, M., L.; PERROW, M. R. (2003). Ecology of the Bullhead. Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series No. 4. English Nature, Peterborough.

TUDORACHE, C.; VIAENE, P.; BLUST, R.; VERECKEN, H.; DE BOECK, G. (2008). A comparison of swimming capacity and energy use in seven European freshwater fish species. Ecology of Freshwater Fish 17: 284 – 291.

UTZINGER, J.; ROTH, CH.; PETER, A. (1998). Effects of environmental parameters on the distribution of bullhead *Cottus gobio* with particular consideration of the effects of obstruction. J. Applied Ecology 35 : 882 – 892.

VANDELANNOOTE, A.; YSEBOODT, R.; BRUYLANTS, B.; VERHEYEN, R.; COECK, J.; MAES, J.; BELPAIRE, C.; VAN THUYNE, G.; DENAYER, B.; BEYENS, J.; DE CHARLEROY, D.; VANDENABEELE, P. (1998). Atlas van de Vlaamse Beek- en riviervissen. Wijnegem: Water-Energik-vLario (WEL).

VINCENT, R. (1971). River electrofishing and fish population estimates. Montana Fish and Game Department, Fisheries Division. Bozeman.

WATERSTRAAT, A. (1992). Populations ökologische Untersuchungen an *Cottus gobio* L. Und anderen Fischarten aus zwei Flachlandba"chen Norddeutschlands. *Limnologica* 22, 137 – 149.

WILLIAM, J., M. (1986). Fish Faunal Structure in an Ozark Stream: Stability, Persistence and a Catastrophic Flood. *Copeia.*, vol. 2, s. 388 – 397.

WILS, C.; COECK, J.; BERVOETS, L.; VERHEYEN, R., F. (1990). De invloed van de R. W. Z. I. Dessel op de waterkwaliteit en de levensgemeenschappen van de Witte Nete. *Water* 55, 249 – 254.

ZALEWSKI, M.; COWX, I., G. (1990). Factors affect- ing the efficiency of electric fishing.

Zákony, vyhlášky a normy:

ČSN 757706 – Jakost vod – odběr vzorků ryb pomocí el. proudu.

ON 341740 – Bezpečnostní předpisy pro obsluhu a práci na el. zařízeních pro lov ryb el. proudem.

NAŘÍZENÍ VLÁDY Č. 132/2005 Sb., kterým se stanoví národní seznam evropsky významných lokalit.

SMĚRNICE RADY 92/43/EHS ze dne 21. května 1992 o ochraně přírodních stanovišť, vplně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin.

VYHLÁŠKA Č. 395/1992 Sb. ministerstva životního prostředí České republiky ze dne 11. června 1992, kterou se provádějí některá ustanovení zákona České národní rady č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny.

VYHLÁŠKA MŽP Č. 166/2005 Sb., ze dne 15. dubna 2005, kterou se provádějí některá ustanovení zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů, v souvislosti s vytvářením soustavy NATURA 2000.

VYHLÁŠKA Č. 50/1978 Sb., ze dne 19. května 1978, Českého úřadu bezpečnosti práce a Českého báňského úřadu o odborné způsobilosti v elektrotechnice.

ZÁKON Č. 99/2004 Sb., ze dne 10. února 2004, o rybníkářství, výkonu rybářského práva, rybářské strážní, ochraně mořských rybolovných zdrojů a o změně některých zákonů (zákon o rybářství).

Zdroje online:

Online 1. <http://www.ochranaprirody.cz>

Online 2. <http://www.efko-gmbh.de/>

Seznam tabulek:

Tabulka 1. Hmotnost odlovených jedinců v jednotlivých lokalitách před umělou povodní (g).

Tabulka 2. Délky těl odlovených jedinců v jednotlivých lokalitách před umělou povodní (mm).

Tabulka 3. Hmotnost odlovených jedinců v jednotlivých lokalitách po umělé povodni (g).

Tabulka 4. Délky těl odlovených jedinců v jednotlivých lokalitách po umělé povodni (mm).

Tabulka 5. Odhad prostřednictvím nelineární regresní analýzy (použit Gauss – Newtonův algoritmus)

Tabulka 6. Zastoupení jednotlivých věkových kategorií podle lokality před a po umělé povodni.

Tabulka 7. Hmotnost odlovených jedinců v jednotlivých lokalitách před přirozenou povodní (g).

Tabulka 8. Délky těl odlovených jedinců v jednotlivých lokalitách před přirozenou povodní (mm).

Tabulka 9. Hmotnost odlovených jedinců v jednotlivých lokalitách po přirozené povodni (g).

Tabulka 10. Délky těl odlovených jedinců v jednotlivých lokalitách po přirozené povodni (mm).

Tabulka 11. Odhad prostřednictvím nelineární regresní analýzy (použit Gauss – Newtonův algoritmus).

Tabulka 12. Zastoupení jednotlivých věkových kategorií podle lokality před a po přirozené povodni.

Seznam obrázků

Obrázek 1. Rozšíření vranky obecné (*Cottus gobio*) na území ČR podle hodnotící zprávy AOPK ČR z roku 2007.

Obrázek 2. Rozšíření vranky obecné (*Cottus gobio*) na území ČR podle Luska a kol. (2004).

Obrázky 3 a 4. Nesený elektrický agregát EFKO FEG 1500 (manuál firmy).

Obrázky 5 a 6. Umístování značek pod spodní čelist.

Obrázek 7. Kolísání průtoku v toku horního Labe během vodáckých závodů v dubnu 2011.

Obrázek 8. Počet odlovených jedinců vranky před a po umělé povodni na jednotlivých lokalitách.

Obrázek 9. Počet odlovených a označených jedinců vranky před a po umělé povodni na jednotlivých lokalitách.

Obrázek 10. Rozptylový diagram spolu s odhadnutou regresní funkcí délko – váhového vztahu.

Obrázek 11. Průměrné délky těl vranek obecných souhrnně ze všech lokalit před a po umělé povodni.

Obrázek 12. Kolísání průtoku vody v horním Labi během přirozené jarní povodně na přelomu dubna a května 2012.

Obrázek 13. Počet odlovených jedinců vranky před a po přirozené povodni na jednotlivých lokalitách.

Obrázek 14. Počet odlovených a označených jedinců vranky před a po přirozené povodni na jednotlivých lokalitách.

Obrázek 15. Rozptylový diagram spolu s odhadnutou regresní funkcí délko – váhového vztahu.

Obrázek 16. Průměrné délky těl vranek obecných souhrnně ze všech lokalit před a po umělé povodni.

Obrázek 17. Průměrné délky těl vranek obecných souhrnně ze všech lokalit před a po umělé povodni v roce 2011, před a po přirozené povodni v roce 2012 a vzájemné srovnání v obou letech.

Obrázek 18. Úsek toku s chybějící rozlivnou plochou.

Obrázek 19. Úsek toku s alespoň částečnou rozlivnou plochou.

Obrázek 20. Pstruh vyplavený povodňovou vlnou mimo koryto toku.

Obrázek 21. Vranka uvězněná v mělčině mezi kameny po opadu povodňové vlny.

Obrázek 22. Náhlý pokles průtoku má negativní vliv i na různé druhy zoobentosu (larva pošvatky).

Obrázek 23. Měření délek těl odlovených jedinců.

Seznam příloh

Příloha 1. Charakteristika jednotlivých lokalit.

Příloha 2. Metodika odlovu a zpracování vzorků rybích společenstev v tocích (Adámek a Jurajda, 2005).

Příloha 3. Fotodokumentace z odlovů.

8 Přílohy

Příloha 1. Charakteristika jednotlivých lokalit.

FORMULÁŘ 1: POPIS STANOVIŠTĚ

Lokalita:	U papírný		Datum:	
Délka popisovaného úseku:	100 metrů			
Charakter toku:				
Trasa toku	absolutně přímý-přímý-slabé zákruty-střední zákruty-meandry 1			
Šířková variabilita	žádná-malá-střední-velká-velmi vysoká 1			
Zastínění toku	10	%	Substrát	
Podíl tůní	30	%	balvany (nad 256 mm)	20 %
Podíl peřejí	70	%	kameny (64-256 mm)	40 %
			hrubý štěr (16-64 mm)	40 %
traviny, byliny	Ano		štěr (2-16 mm)	10 %
Les			písek (0,1-2 mm)	10 %
zapojený porost dřevin			bahno (pod 0,1 mm)	%
zapojená linie stromů			kompaktní úprava	%
stromy ojediněle			Nárosty 2	
keře hustě			Rozsívky	
keře řídké	Ano		zelené řasy	
keře ojediněle			vláknité řasy	
kompaktní úprava			Sinice	
			Mechy	Ano
Vodní květ	ANO-NE 3		vyšší rostliny	Ano
Úpravy toku:				
Úpravy břehů			Úpravy dna	
bez úprav		%	bez úprav	100 %
geotextilie, rohože		%	zához	%
Plůtek		%	polovegetační tvárnice	%
Patka		%	kamenná rovnanina	%
Zához		%	kamenná dlažba	%
polovegetační tvárnice		%	beton, dláždění v betonu	%
drátokamenné matrace		%		
kamenná rovnanina	100	%		
kamenná dlažba		%		
beton, dláždění v betonu		%		
Stav úprav	levobřežní narušeny-místy a ojediněle			
Poznámky				

FORMULÁŘ 1: POPIS STANOVIŠTĚ

Lokalita:	U posedu		Datum:	
Délka popisovaného úseku:	100 metrů			
Charakter toku:	absolutně přímý-přímý-slabé zákruty-střední zákruty-meandry 1			
Trasa toku	absolutně přímý-přímý-slabé zákruty-střední zákruty-meandry 1			
Šířková variabilita	žádná-malá-střední-velká-velmi vysoká 1			
Zastínění toku	5	%	Substrát	
Podíl tůní	5	%	balvany (nad 256 mm)	20 %
Podíl peřejí	30	%	kameny (64-256 mm)	50 %
			hrubý štěrk (16-64 mm)	20 %
			štěrk (2-16 mm)	10 %
traviny, byliny	ano		písek (0,1-2 mm)	%
Les			bahno (pod 0,1 mm)	%
zapojený porost dřevin			kompaktní úprava	%
zapojená linie stromů				
stromy ojedinele	Ano		Nárosty 2	
keře hustě			Rozsivky	
keře řídké			Zelené řasy	Ano
keře ojedinele	ano		Vláknité řasy	
kompaktní úprava			Sinice	
			Mechy	Ano
Vodní květ	ANO-NE 3		Vyšší rostliny	Ano
Úpravy toku:				
Úpravy břehů			Úpravy dna	
bez úprav		%	bez úprav	100 %
geotextilie, rohože		%	zához	%
Plútek		%	polovegetační tvárnice	%
Patka		%	kamenná rovnanina	%
Zához		%	kamenná dlažba	%
polovegetační tvárnice		%	beton, dláždění v betonu	%
drátokamenné matrace		%		
kamenná rovnanina		%		
kamenná dlažba		%		
beton, dláždění v betonu	50	%		
Stav úprav				
Poznámky				

FORMULÁŘ 1: POPIS STANOVIŠTĚ

Lokalita:	U skládky kamene		Datum:	
Délka popisovaného úseku:	100 metrů			
Charakter toku:	absolutně přímý-přímý-slabé zákruty-střední zákruty-meandry 1			
Trasa toku	žádná-malá-střední-velká-velmi vysoká 1			
Šířková variabilita				
Zastínění toku	30	%	Substrát	
Podíl tůní	20	%	balvany (nad 256 mm)	25 %
Podíl peřejí	40	%	kameny (64-256 mm)	40 %
			hrubý štěrk (16-64 mm)	25 %
			štěrk (2-16 mm)	10 %
traviny, byliny	ano		písek (0,1-2 mm)	%
Les			bahno (pod 0,1 mm)	%
zapojený porost dřevin			kompaktní úprava	%
zapojená linie stromů				
stromy ojediněle	Ano		Nárosty 2	
keře hustě			Rozsivky	
keře řídké			Zelené řasy	
keře ojediněle	ano		Vláknité řasy	
kompaktní úprava			Sinice	
			Mechy	Ano
Vodní květ	ANO-NE 3		Vyšší rostliny	Ano
Úpravy toku:				
Úpravy břehů			Úpravy dna	
bez úprav		%	bez úprav	100 %
geotextilie, rohože		%	zához	%
Plůtek		%	polovegetační tvárnice	%
Patka		%	kamenná rovnanina	%
Zához	10	%	kamenná dlažba	%
polovegetační tvárnice		%	beton, dláždění v betonu	%
drátokamenné matrace		%		
kamenná rovnanina		%		
kamenná dlažba		%		
beton, dláždění v betonu	35	%		
Stav úprav				
Poznámky				

FORMULÁŘ 1: POPIS STANOVIŠTĚ

Lokalita:	Nad hájenkou		Datum:	
Délka popisovaného úseku:	100 metrů			
Charakter toku:	absolutně přímý-přímý-slabé zákruty-střední zákruty-meandry 1			
Trasa toku	žádná-malá-střední-velká-velmi vysoká 1			
Šířková variabilita				
Zastínění toku	35	%	Substrát	
Podíl tůní	15	%	balvany (nad 256 mm)	15 %
Podíl peřejí	30	%	kameny (64-256 mm)	30 %
			hrubý štěrk (16-64 mm)	40 %
traviny, byliny			štěrk (2-16 mm)	15 %
Les			písek (0,1-2 mm)	%
zapojený porost dřevin	Ano		bahno (pod 0,1 mm)	%
zapojená linie stromů			kompaktní úprava	%
stromy ojedíněle			Nárosty 2	
keře hustě	Ano		Rozsivky	
keře řídké			Zelené řasy	Ano
keře ojedíněle			Vláknité řasy	
kompaktní úprava			Sinice	
			Mechy	Ano
Vodní květ	ANO-NE 3		Vyšší rostliny	Ano
Úpravy toku:			Úpravy dna	
Úpravy břehů			bez úprav	100 %
bez úprav		%	zához	%
geotextilie, rohože		%	polovegetační tvárnice	%
Plůtek		%	kamenná rovnanina	%
Patka		%	kamenná dlažba	%
Zához		%	beton, dláždění v betonu	%
polovegetační tvárnice		%		
drátokamenné matrace		%		
kamenná rovnanina	50	%		
kamenná dlažba		%		
beton, dláždění v betonu		%		
Stav úprav				
Poznámky				

FORMULÁŘ 1: POPIS STANOVIŠTĚ

Lokalita:	Nad elektrárnou		Datum:	
Délka popisovaného úseku:	100 metrů			
Charakter toku:	absolutně přímý-přímý-slabé zákruty-střední zákruty-meandry 1			
Trasa toku	žádná-malá-střední-velká-velmi vysoká 1			
Šířková variabilita				
Zastínění toku	30	%	Substrát	
Podíl tůní	15	%	balvany (nad 256 mm)	30 %
Podíl peřejí	20	%	kameny (64-256 mm)	35 %
			hrubý štěrk (16-64 mm)	25 %
traviny, byliny			štěrk (2-16 mm)	10 %
Les	Ano		písek (0,1-2 mm)	%
zapojený porost dřevin			bahno (pod 0,1 mm)	%
zapojená linie stromů			kompaktní úprava	%
stromy ojediněle			Nárosty 2	
keře hustě			Rozsivky	
keře řídké			Zelené řasy	
keře ojediněle			Vláknité řasy	
kompaktní úprava			Sinice	
			Mechy	Ano
Vodní květ	ANO-NE 3		Vyšší rostliny	
Úpravy toku:			Úpravy dna	
Úpravy břehů			bez úprav	100 %
bez úprav		%	zához	%
geotextilie, rohože		%	polovegetační tvárnice	%
Plůtek		%	kamenná rovnanina	%
Patka		%	kamenná dlažba	%
Zához	25	%	beton, dláždění v betonu	%
polovegetační tvárnice		%		
drátokamenné matrace		%		
kamenná rovnanina		%		
kamenná dlažba		%		
beton, dláždění v betonu	35	%		
Stav úprav				
Poznámky				

FORMULÁŘ 1: POPIS STANOVIŠTĚ

Lokalita:	Tesla		Datum:		
Délka popisovaného úseku:	100 metrů				
Charakter toku:	absolutně přímý-přímý-slabé zákruty-střední zákruty-meandry 1				
Trasa toku	žádná-malá-střední-velká-velmi vysoká 1				
Šířková variabilita					
Zastínění toku	2	%	Substrát		
Podíl tůní	5	%	balvany (nad 256 mm)		%
Podíl peřejí	10	%	kameny (64-256 mm)	40	%
			hrubý štěrk (16-64 mm)	40	%
			štěrk (2-16 mm)	20	%
traviny, byliny			písek (0,1-2 mm)		%
Les			bahno (pod 0,1 mm)		%
zapojený porost dřevin			kompaktní úprava		%
zapojená linie stromů					
stromy ojedíněle	Ano		Nárosty 2		
keře hustě			Rozsivky		
keře řídké			Zelené řasy	Ano	
keře ojedíněle	Ano		Vláknité řasy		
kompaktní úprava			Sinice		
			Mechy	Ano	
Vodní květ	ANO-NE 3		Vyšší rostliny	Ano	
Úpravy toku:					
Úpravy břehů					
bez úprav		%	Úpravy dna		
geotextilie, rohože		%	bez úprav	100	%
Plůtek		%	zához		%
Patka		%	polovegetační tvárnice		%
Zához		%	kamenná rovnanina		%
polovegetační tvárnice		%	kamenná dlažba		%
drátokamenné matrace		%	beton, dláždění v betonu		%
kamenná rovnanina		%			
kamenná dlažba		%			
beton, dláždění v betonu	50	%			
Stav úprav					
Poznámky					

FORMULÁŘ 1: POPIS STANOVIŠTĚ

Lokalita:	Gendorf		Datum:	
Délka popisovaného úseku:	100 metrů			
Charakter toku:				
Trasa toku	absolutně přímý-přímý-slabé zákruty-střední zákruty-meandry 1			
Šířková variabilita	žádná-malá-střední-velká-velmi vysoká 1			
Zastínění toku	5	%	Substrát	
Podíl tůní	5	%	balvany (nad 256 mm)	15 %
Podíl peřeji	15	%	kameny (64-256 mm)	35 %
			hrubý štěr (16-64 mm)	35 %
			štěrk (2-16 mm)	10 %
traviny, byliny	Ano		písek (0,1-2 mm)	5 %
Les			bahno (pod 0,1 mm)	%
zapojený porost dřevin			kompaktní úprava	%
zapojená linie stromů				
stromy ojediněle			Nárosty 2	
keře hustě			Rozsivky	
keře řídké	Ano		Zelené řasy	
keře ojediněle			Vláknité řasy	
kompaktní úprava			Sinice	
			Mechy	Ano
Vodní květ	ANO-NE 3		Vyšší rostliny	Ano
Úpravy toku:				
Úpravy břehů			Úpravy dna	
bez úprav		%	bez úprav	100 %
geotextilie, rohože		%	zához	%
Plůtek		%	polovegetační tvárnice	%
Patka		%	kamenná rovnanina	%
Zához		%	kamenná dlažba	%
polovegetační tvárnice		%	beton, dláždění v betonu	%
drátokamenné matrace		%		
kamenná rovnanina		%		
kamenná dlažba		%		
beton, dláždění v betonu	100	%		
Stav úprav				
Poznámky				

Příloha 2. Metodika odlovu a zpracování vzorků rybích společenstev v tocích (Adámek a Jurajda, 2005).

METODIKA ODLOVU A ZPRACOVÁNÍ VZORKU RYBÍCH SPOLEČENSTEV V TOCÍCH

Adámek, Z. ^{1) 2)}; Jurajda, P. ¹⁾

- 1) Ústav biologie obratlovců AV ČR, BRNO
- 2) Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický JU, Vodňany

Úvod

Metodika je sestavena tak, aby podle ní bylo možné provést odlov, základní zpracování a vyhodnocení vzorku ryb v rámci programu monitoringu ryb v tocích. Zvolená strategie odběru vzorků musí poskytovat informace o současném stavu rybího společenstva v dané lokalitě.

V metodickém návrhu jsou obsaženy základní informace o cílové skupině sledovaných organismů, výběru lokalit pro získávání vzorků, vlastním odlovu vzorků, jejich zpracování a hodnocení. Metodika vychází především z ČSN (Odběr vzorků ryb pomocí elektrického agregátu) s přihlédnutím k metodikám projektů FAME a STAR.

Základní terminologie ontogeneze ryb

Je nemožné, aby jedna metodika zahrnovala sledování celého společenstva ryb, tj. všech věkových kategorií. V praxi je nereálné během jednoho odlovu s jedním typem zařízení a jednou strategií odlovovat všechny věkové kategorie ryb včetně tohoročního plůdku. Odlovem, zpracováním a vyhodnocováním plůdku se zabývá jiná metodika. Tato metodika je tedy zaměřena na adultní společenstvo ryb, resp. na ryby 1 rok a starší. Zjednodušeně lze ontogenezi ryb popsat následovně (tučně jsou vyznačeny kategorie hodnocené v této metodice):

- jikra
- embryo
- larva (pokud se u daného druhu tato perioda vyskytuje)
- juvenilní perioda

- 0+ juvenilní ryby (tzv. plůdek)
- **juvenilní 1+ a starší ryby** (dle druhu), pohlavně nezralé
- **adultní ryby** – pohlavně dospělí jedinci účastníci se procesu reprodukce

V dalším textu budeme používat termín adultní ryby, myšleno včetně všech 1+ a starších juvenilních ryb

Význam ryb pro hodnocení kvality vodního prostředí

Ryby jsou vrcholovým článkem potravního řetězce ve vodních tocích. Kromě své biologické funkce mají i nezanedbatelný význam pro člověka jako objekt sportovního rybolovu a jsou předmětem rybářského hospodaření. Na druhé straně mnoho říčních druhů ryb je ohroženo a je zařazeno do seznamu chráněných živočichů.

Monitoring rybího společenstva přináší mnoho zásadních informací, avšak jeho provádění je spojeno s řadou problémů. Ryby jsou vhodný biologický indikátor jak kvality vody, tak fyzické degradace vodního tělesa, geomorfologického stavu říčního systému, přítomnosti příčných překážek na toku aj.

Pozitiva sledování adultního rybího společenstva

• Druhová determinace

Celková druhová pestrost ryb v našich tocích je mnohonásobně nižší než u jiných biotických složek zahrnutých v monitoringu. Jednoleté a starší ryby jsou dobře, snadno a rychle druhově determinovatelné.

• Sezónní variabilita

Celé rybí společenstvo vykazuje relativně nízkou variabilitu mezi jednotlivými roky. Adultní ryby jsou odolnější k extrémním průtokům a celé společenstvo je tak méně ovlivnitelné než plůdkové společenstvo.

• Hodnocení rybích populací

Při sledování adultního společenstva ryb je možné vyhodnotit velikostní resp. věkovou strukturu jednotlivých populací. Je ovšem nutné mít dostatečně početný vzorek ryb jednoho druhu (alespoň 100 jedinců u středněvěkých druhů), aby hodnocení bylo smysluplné.

- **Indikační hodnota**

Předností hodnocení ryb pro monitoring je jejich dlouhověkost ve srovnání s ostatními složkami bioty a tím zachycení dlouhodobého vývoje prostředí. Jednotlivé druhy ryb mají specifické nároky na prostředí (během reprodukce), které lze využít pro hodnocení ekologického stavu tekoucích vod.

Negativa sledování adultního rybího společenstva

- **Migrace**

U některých druhů ryb se setkáváme s intenzivními migracemi během roku, což je nutné zohlednit při plánování doby odlovu.

- **Ulovitelnost**

Ulovení reprezentativního vzorku adultních ryb klesá se zvětšující se velikostí toku. Na tocích s šířkou nad 40 m a hloubkou větší než 1 m není téměř možné odlov reprezentativního vzorku ryb provést vůbec.

- **Indikační hodnota**

Adultní rybí společenstvo je ve srovnání s plůdkovým společenstvem či makrozoobentosem poměrně stabilní a jeho změnu vyvolají pouze významné vlivy prostředí (silné znečištění, otravy, drastické úpravy toku apod.). Kromě akutních otrav se však změny v celém rybím společenstvu projeví většinou až po několika letech. V České republice, kde má rybářství ve volných vodách dlouholetou tradici, je vysazování odchovaných násad mnoha druhů ryb pravidelnou zákonnou součástí jejich obhospodařování. Neznamená to tedy, že při průzkumu adultní složky rybího společenstva se určitý druh na lokalitě vyskytuje pouze z důvodu vyhovujících životních podmínek. Mnoho druhů zaregistrovaných ve vzorku se vyskytuje na hodnocené lokalitě pouze z důvodu rybářského hospodaření a nikoliv z důvodu vyhovujících životních podmínek. Především v pstruhových úsecích horských a podhorských toků je vypovídací hodnota rybího společenstva velmi nízká. Rovněž tak výskyt rybníků, případně jiných chovných objektů v povodí ovlivňuje charakter vzorku na hodnocené lokalitě a zvyšuje druhové spektrum vzorku o druhy, které se běžně se v toku nevyskytují a pocházejí z těchto zdrojů. V toku ale většinou nevytváří stabilní populace a postupně mizí.

Metody odlovu

Již na začátku této kapitoly je nutné zdůraznit, že neexistuje ideální univerzální metoda pro odlov ryb v celém podélném profilu toku. Pro účely rutinního monitoringu v tocích je vhodné používat pouze elektrolov.

Elektrický agregát

Elektrický agregát je tvořen z vlastního zdroje energie (akumulátor nebo motor), ovládací skříňka, kabely, elektrody a rukojeti se spínačem. Elektrody vytváří ve vodním prostředí elektrické pole, které v určité omezené vzdálenosti od anody ryby přitahuje (galvanotaxe) a následně je na několik sekund omračuje (galvanonarkóza).

Výhodou elektrolovu je jeho univerzálnost i na lokalitách s výskytem překážek (vodní vegetace, kořenů, větví, balvanů apod.). Hlavní nevýhodou je malá účinnost v hloubkách pod 1,5 m. Ojedinele může být problémem příliš nízká (horské potoky) či příliš vysoká (úseky zatížené znečištěním) vodivost vody. Bližší informace o lovu ryb elektrickým agregátem jsou obsaženy ve speciálních příručkách (např. Říha 1986) a ON 341740 Bezpečnostní předpisy pro obsluhu a práci na elektrických zařízeních pro lov ryb elektrickým proudem.

Doporučené technické vybavení k odlovu

V této metodice jsou představeny rybolovné agregáty české výroby, nicméně na našem trhu jsou k dispozici i produkty zahraničních firem. Cena a servis těchto zařízení však odpovídá prodejci.

Bateriový rybolovný agregát

Bateriový rybolovný agregát je lehké přenosné zařízení, nesené v brašně s řemenem přes rameno nebo na zádech, a je snadno ovladatelný přímo v toku. Špičkové výstupní napětí se pohybuje okolo 300 V, proud 6 A a frekvence pulsů 20 – 120 Hz. Jako zdroj slouží jeden bezúdržbový hermeticky uzavřený olověný akumulátor 12 V s kapacitou 7 Ah.

Bateriový agregát je plně dostačující pro kvalitativní i kvantitativní monitoring ryb na malých broditelných tocích s vodivostí nad 60 mS.m⁻¹. U toků o šířce nad 3 m je vhodné nasadit 2 lovce s agregátem postupující vedle sebe.

Motorový elektrický agregát

Motorový elektrický agregát je stacionární zařízení, kde zdrojem elektrického proudu je generátor poháněný benzinovým motorem. Hmotnost agregátu je s ohledem na typ 40 kg a více. Ovládací skříňka umožňuje regulaci výkonu a frekvenci. Parametry agregátu vyhovují vodám střední Evropy o vodivosti vody $60 - 1500 \text{ mS}\cdot\text{m}^{-1}$. Zařízení je vhodné pro rybolov na malých a středních tocích s hloubkou vody do 1,5 m. Při lovu je agregát umístěn na břehu, případně na lodi. V nížinných regulovaných tocích je vhodné použít hlubinný motorový agregát s větším výkonem, avšak také větší hmotností. Negativní účinky na ryby jsou však při použití tohoto agregátu vyšší.

Příslušenství k agregátu a odlovu

K výše uvedeným zdrojům elektrického proudu je nutné připojit příslušenství potřebné pro vlastní odlov ryb. Doporučuje se použít kruhovou kladnou anodu o průměru 30 – 60 cm z nerezového pásku plechu o šířce 2 cm. Zápornou katodu doporučujeme ze spleteného měděného pásku o délce 1 – 3 m a šířce 1,5 cm. Pro odebrání ryb se používají kruhové podběráky o průměru 30 – 40 cm s bezuzlovou síťovinou o velikosti oka 0,5 – 1 cm.

Všichni Členové lovící čety, kteří mohou přijít do kontaktu s elektrickým polem, musí být chráněni vhodnou nepromokavou obuví a dielektrickými rukavicemi. Odlovené ryby musí být přenášeny v plastových kbelících. Nádrže pro uchování ryb (haltýře) musí mít odpovídající velikost k zajištění optimálních podmínek umístěných ryb. V případě potřeby je možné provádět okysličování vody např. pomocí bateriových vzduchovacích motorků.

Materiálová náročnost odlovu

Bateriový agregát (české výroby) s potřebným vybavením (elektrody, rukojeť, nabíječka atd.) stojí 40 000 Kč (včetně DPH), Další vybavení potřebné při elektrolovu (podběráky, rybářské holinky, ochranné pomůcky, kbelíky atd.) stojí pro 3 člennou lovící četu zhruba 10 000 Kč.

Motorový agregát (české výroby) s potřebným vybavením (elektrody, rukojeť, cívka atd.) stojí 52 000 Kč (včetně DPH). Další vybavení potřebné při elektrolovu (podběráky, rybářské holinky, ochranné pomůcky, kbelíky atd.) stojí pro 5 člennou lovící četu zhruba 15 000 Kč. Zahraniční výrobky odpovídající kategorie jsou dražší.

Personální náročnost odlovu

Při používání přenosného bateriového agregátu je minimální složení lovné skupiny dvojčlenné (osoba obsluhující agregát a lovec s podběrákem). Minimálně jedna osoba musí být držitelem platného oprávnění pro lov ryb elektřinou (ON 341740). Třetí osoba pro nošení nádoby na odlovený vzorek a ostatní asistenci je žádoucí. Tato lovná skupina je vhodná pouze pro malé toky.

Pro efektivní odlov benzinovým agregátem na větších broditelných tocích je nezbytná početnější lovící četa. Lovíčí četa při použití jedné elektrody se skládá z lovce, 2 osob s podběráky, 2 osob s nádobami na odlovené ryby, 2 osob odnášející ulovené ryby do kádí na uchovávání ryb a 1 osoba obsluhující agregát. Celkem tedy 8 osob.

Na broditelných tocích širších než 5 m se lovící četa při použití dvou elektrod skládá ze 2 lovců, 4 osob s podběráky, 3 osob s nádobami na odlovené ryby, 2 osob odnášející ulovené ryby do kádí na uchovávání ryb a 1 osoba obsluhující agregát. Celkem tedy 12 osob. Lovíčí a obsluha agregátu musí být držitelem platného oprávnění pro lov ryb elektřinou (ON 341740).

Pro odlov ryb z lodě na nebroditelných úsecích je nezbytné, aby lovící četa skládající se ze 3 osob byla dobře sehraná. Pro determinaci ryb na břehu a manipulaci s lodí, agregátem atd. je vhodná součinnost dalších 2 – 3 osob.

Časová náročnost odlovu

Příprava a zkompletování bateriového agregátu trvá přibližně 10 minut a motorového agregátu přibližně 15 minut. Vlastní odlov pak záleží na délce proloveného úseku, zručnosti, zkušenosti a sehranosti lovící čety. Kvalitativní jednorázový odlov na 100 m úseku trvá zhruba 1 hodinu. Druhovú determinace a měření uloveného průměrného vzorku přímo na břehu trvá podle počtu ryb přibližně 1 hodinu. Ke každému odlovu je nutno započítat přibližně 0,5 hod na rozložení a sbalení ostatních věcí, měření úseku, měření vodivosti vody atd.

Místo a čas odlovu vzorků

• Definice profilu

Profil je zadán koordinátorem monitoringu. Profil lze z ekologického hlediska označit jako tzv. makrohabitat, což je úsek řeky i několik kilometrů dlouhý, charakterizovaný spádem, teplotním gradientem, technickou úpravou toku apod. Jako

příklad makrohabitatu můžeme uvést jezovou zdrž, podjezový úsek, aluviální úsek či upravený splavný úsek toku.

- **Výběr lokality**

Výběr lokalit musí být reprezentativní z hlediska prostředí v daném toku a je na zkušenostech řešitele, aby vybral lokality, které charakterizují vybraný profil. Je však nutné brát v úvahu také snadný přístup a bezpečnost pracovníků.

Lokalita by měla zahrnovat všechny úseky toku na daném profilu (tůň, peřeje, proudné úseky) nebo jednotlivé typy břehové linie (kamenný zához, šterková pláž, erodovaný břeh apod.). Jednotlivé druhy ryb preferují podle svých ekologických nároků určitý charakter prostředí a je tedy nutné pro lovit pokud možno všechny typy vyskytujícího se prostředí.

- **Minimální délka proloveného úseku**

Otázka délky vzorkovaného úseku není úplně jednoznačná a v různých metodikách se liší. Literární prameny ze Severní Ameriky udávají pro získání přesných informací o rybím společenstvu na dané lokalitě, že je nutné provést odlov v délce úseku odpovídající dvacetinásobku šířky toku i více. Při odlovu broditelných toků o šířce 15 m a více není možné dodržet požadovaný dvacetinásobek šířky toku proloveného úseku z jednoho praktického důvodu. Z 300 m a delšího úseku získáme nadbytečně velký vzorek ryb během jehož držení v nádobách a zpracování hrozí vyšší mortalita. V každém případě by však délka proloveného úseku neměla být kratší než 100 m, avšak doporučená a praktická maximální délka proloveného úseku v broditelných středně velkých tocích by neměla být delší než 200 m.

- **Termín odlovu**

Termín odběru vzorků musí být stanoven na základě životních cyklů dominantních druhů. Je žádoucí, aby odlov byl proveden mimo období reprodukce, kdy by jednak docházelo k rušení ryb na trdlišcích a získaný vzorek by byl negativně ovlivněn třecími migracemi ryb.

V mimopstruhových tocích je vhodné provádět odlov od července do října (teplota 10 – 25°C).

V pstruhových tocích naopak od dubna do září (10 – 18°C).

Ve shodě se směrnicí EU pro „Odlov ryb elektrickým agregátem“, doporučujeme provádět odlov v denních hodinách především z důvodu bezpečnosti práce.

Metodický postup odlovu

Odběr vzorků musí být proveden na přesně definované ploše toku, vhodným odlovným zařízením při dodržování bezpečnostních opatření a šetrné manipulace s rybami.

Pro účely akčního plánu monitoringu ryb je plně dostačující provést jeden odlov s vyhodnocením relativní četnosti.

Po příjezdu na vybraný profil provedeme obhlídku charakteru toku (peřeje, tůň) a břehové linie (kamenný zához, dlážděné opevnění, přirozený břeh, štěrková pláž atd.). Po vybrání reprezentativního úseku si připravíme odlovné nářadí. Před zahájením odlovu doporučujeme změřit vodivost vody konduktometrem. Při hodnotách pod 60 a nad 700 $\text{mS}\cdot\text{m}^{-1}$, je odlov bateriovým agregátem neúčinný a je nutné použít benzinový rybolovný agregát. Rovněž tak na větších a hlubších tocích je vhodné použít motorový agregát.

V tocích s šířkou větší než 5 m je vhodnější odlovovat dvěma anodami. Funkce v lovicí skupině by měly být rozděleny již před zahájením vlastní série sledování, s čímž souvisí platné osvědčení o způsobilosti lovu ryb elektrickým agregátem.

Lovec obsluhující agregát provede jeho kompletaci (viz návod k obsluze). Před zahájením odlovu je vhodné si vyzkoušet funkčnost a účinnost agregátu mimo prostor lovené lokality. Podle vodivosti vody se nastaví frekvence tak, aby byly ryby dostatečně narkotizovány avšak nedocházelo k jejich poškození.

Lovící, případně jeho pomocníci, vyznačí počátek prolovené lokality a pomalu postupují podél břehové linie proti proudu. Lovec pokládá lovicí elektrodu do vody a současně na několik sekund sepne spínač na lovné rukojeti. Lovící postupně prolovuje celý profil úseku nebo části podél břehové linie. Pomocník s podběrákem odebírá omráčené ryby a přendává do kbelíku s vodou. Je praktičtější, když kbelík nese druhý pomocník postupující za pracovníkem s podběrákem.

Po ukončení lovu je nutno si vyznačit (kamenem, kolíkem, apod.) konec úseku a následně změřit pásmem délku a šířku proloveného úseku a zapsat do protokolu.

Způsoby odlovu

Způsoby odlovu a volba odlovného zařízení závisí na hloubce vody na sledované lokalitě.

- **Lokality umožňující odlov broděním**

V malých mělkých tocích se provádí odlov ryb pomocí elektrického proudu broděním, výjimečně u velmi malých toků ze břehu. U širších toků je vhodné použít více elektrod. Obecně se považuje za optimální lovení jednou anodou na každých 5 m. V případě použití bateriového agregátu a anody o průměru 30 cm je optimální použít jednu anodu na 3 m šířky toku. Na obou stranách lovičího asistují pomocníci s podběráky. Za nimi postupují asistenti s kbelíky na odnášení ryb do sběrných nádrží. Lovící četa musí postupovat proti proudu, aby případné zakalení vody neovlivnilo účinnost odlovu. Postup čety musí být pomalý, ale plynulý a odpovídající hustotě ryb na lokalitě. Anodami je nutné důkladně prolovit celou plochu lokality a snažit se vytahovat ryby z úkrytů. V mělkých peřejích je nutno neustále držet jeden podběrák u dna za anodou. V proudných úsecích postupují asistenti s podběráky dále za anodou a to tím více, čím je proud rychlejší, tak aby se omráčené ryby ukazyvaly před asistenty s podběráky a ne až vedle nich nebo za nimi.

Pokud ve sledovaném úseku nejsou žádné příčné bariéry jako jezy, mělké peřeje apod., je vhodné tento úsek ohraničit na horním konci sítí, napnutou napříč tokem.

Elektrický agregát (zdroj energie, spínací skříňka a cívka) je třeba umístit na břehu na bezpečném místě tak, aby nespádl do toku. Další možností je umístit zdroj energie na malé plavidlo, které je vlečeno nebo tlačeno za lovičí četou. Další variantou je použití přenosného bateriového agregátu neseného na zádech nebo přes rameno na boku.

- **Lokality neumožňující odlov broděním**

V nížinných regulovaných tocích, kde je hloubka vody v místě odlovu často větší než 0,7 m, je nutno použít loď. Její použití je nejvhodnější podél břehu. Loď se musí pohybovat buď proti proudu nebo po proudu, a to tak, aby bylo zajištěno důkladné prolovení dané lokality, zvláště pak přítomných porostů vodních rostlin a dalších potenciálních úkrytů ryb. V rychleji tekoucích vodách je důležité, aby se loď pohybovala stejnou rychlostí, jako je rychlost vodního proudu, a přívěsné lodní motory

nebo vesla byly využívány pouze k manévrování. Loď v tomto případě zůstává v blízkosti (unášených) imobilizovaných ryb. V případě příliš silného proudění vody je odlov z loďky nebezpečný a neměl by být prováděn.

Hodnocení rybích populací na velkých řekách pomocí odlovu ryb elektrickým proudem je velmi obtížné. V rozlehlých vodních útvarech musí být reprezentativní a stabilní vzorek charakterizující druhové složení a četnost složen z mnoha dílčích vzorků, jejichž počet závisí na diverzitě dané lokality. Proto je nutné použít stratifikovaný odběr vzorků. Kvalitativní informace a do jisté míry i informace o četnosti mohou být získány obvyklým způsobem odlovu, který je prováděn přenosnými elektrodami v příbřežních částech toku a ve vymezených oblastech v rámci lokality. Pokud je to možné, může být účinnost odlovu zvýšena zvětšením velikosti účinného elektrického pole v poměru k velikosti odlovené plochy, čehož lze dosáhnout zvýšením počtu lovicích elektrod. Sestavy, skládající se z mnoha závěsných elektrod, mohou být připevněny na tyčích, které jsou připojeny k přídi lodi. Hlavní sestava musí být výhradně anodová se samostatnou dodávkou proudu do katody. V důsledku použití vyššího počtu elektrod a v závislosti na konduktivitě vody může vzrůstat odběr proudu a může být potřebné nasazení výkonnějších agregátů a spínacích (ovládacích) skříněk. Dosud je však většinou možné účinně provádět odlovy pouze v okrajových částech toků. V hlubší vodě ryby snadněji unikají.

Zpracování a konzervace vzorku

- **Určování druhové příslušnosti**

Všechny ryby musí být na základě vnějších morfologických charakteristik zařazeny do druhů.

V případě jedinců, u kterých nejsou vnější morfologické znaky jednoznačné (např. hybrid), je vhodné konzervovat tyto jedince a následně je identifikovat v laboratoři.

- **Použití anestetik**

Vzhledem k poměrně velké velikosti vzorku je pro ryby vhodnější rychlá a šetrná manipulace než používání anestetik.

- **Měření ryb**

Zjišťování délky ryb (především délky těla) je nutno provádět s přesností na milimetry. Ryby měříme na měřících deskách různého tvaru a provedení přímo na břehu a ryby hned poté opatrně vypouštíme zpět do vody. Ryby musí být vypuštěny do klidného úseku, nikoli do rychle proudící vody. V průběhu odběru vzorků je vhodné sledovat a zaznamenat mortalitu ryb v procentech.

- **Určování věku**

Určovat věk ryb je možné podle šupin, aniž bychom byli nuceni ryby zabít. Zpracování šupinových preparátů a určování věku ryb je záležitost velice komplikovaná, časově i personálně a tím také finančně náročná. Pro rutinní monitoring je tato metoda nevhodná a pro hodnocení věkové struktury rybích populací plně postačuje délko – frekvenční analýza vzorku.

Vyhodnocení vzorku

Základní získané parametry jsou druhová pestrost a početnost. Ostatní parametry jako je dominance, indexy diverzity, reprodukční skupiny, ekologické skupiny atd. jsou již vypočítávány, případně odvozeny, z empirických dat.

- **Druhová pestrost**

Druhová pestrost (s), neboli počet zjištěných druhů ryb ve vzorku ryb je základní informací v rámci monitoringu.

- **Početnost**

Početností hodnotíme kvantitativní ukazatele společenstva. Četnost každého z odlovených druhů musí být (pokud to získané údaje umožňují) vyjádřena dvojitým způsobem, a to jako celkový zaznamenaný počet kusů, tak počet kusů na 1 hektar.

- **Velikostní resp. věkové složení**

U odlovených ryb byly měřeny délky těla, které u jednotlivých druhů ryb umožní analýzu délko – frekvenčního rozložení vzorku, z něhož pak můžeme vyhodnotit stav populace.

Souhrn

Metodika odlovu vzorku ryb pro rutinní monitoring

- odlov ryb mimo dobu reprodukce
- odlov provádět v denní době
- v rámci jednoho profilu provést odlov ve všech přítomných typech prostředí
- odlov provádět elektrickým agregátem
- odlov provádět kontinuálně na změřeném úseku

Vhodnost využití rybího společenstva pro monitoring toků

- Rybí společenstvo všeobecně není optimálním indikátorem pramenných úseků toků z důvodu nízké vypovídací hodnoty.
- Adultní rybí společenstvo je vhodným indikátorem na malých a středních tocích, kde je možné získat reprezentativní vzorek s odpovídající indikační hodnotou.
- Adultní rybí společenstvo není vhodným indikátorem na velkých regulovaných tocích z důvodu nereprezentativnosti vzorku.

Příloha 3. Fotodokumentace z odlovů.



Obrázek 18. Úsek toku s chybějící rozlivnou plochou.



Obrázek 19. Úsek toku s alespoň částečnou rozlivnou plochou.



Obrázek 20. Pstruh vyplavený povodňovou vlnou mimo koryto toku.



Obrázek 21. Vranka uvězněná v mělčině mezi kameny po opadu povodňové vlny.



Obrázek 22. Náhlý pokles průtoku má negativní vliv i na různé druhy zoobentosu (larva pošvatky).



Obrázek 23. Měření délek těl odlovených jedinců.

Abstrakt

Vranka obecná je poměrně běžným druhem našich pstruhových vod. Obývá zejména neznečištěné horské potoky a říčky. Je velmi náročná na kvalitu vody a množství rozpuštěného kyslíku, díky čemuž je považována za významný bioindikátor zdravého prostředí.

Význam práce spočíval posouzení vlivu uměle vyvolané a přirozené povodně na populaci vranky obecné a v jejich vzájemném srovnání. V roce 2011 byly na horním toku Labe pořádány vodácké závody, díky kterým byla vytvořena umělá povodeň (odpuštění velkého množství vody z přehrady Labská během krátké doby). Před i po povodni byl proveden odlov elektrickým agregátem. Při prvním odlovu před povodní byly ryby značeny elastomerovými značkami podle jednotlivých lokalit různými barvami a poté byly vysazeny zpět do míst původního výskytu. Po povodni byly počítány označené ryby a byl zjišťován jejich posun tokem. Totéž proběhlo i v roce 2012, kdy korytem v námi sledovaném úseku prošla přirozená jarní povodeň, která měla charakter stoleté vody.

Na základě této studie byl potvrzen předpoklad o ničivějších následcích uměle vyvolané povodně, při které dochází k mnohem rychlejšímu nárůstu i poklesu průtoku vody v korytě toku.

Klíčová slova: umělá povodeň, přirozená povodeň, drift, značení ryb, elektrolov

Abstract

Bullhead is common fish of our trout zones of streams and small rivers. It lives in mountain streams or small rivers. It needs clear water with high oxygen saturation. Therefore bullhead is used as a bioindicator of clear waters.

The aim of our experiment was compare the influence of artificial and natural flood on bullhead population in river Labe. Artificial flood was caused by wild water race competition in 2011. There was drained the water reservoir Labská during this event. The observed stretch of river Labe was fished out before and after this competition using electric generator. The fish obtained before the artificial flood were branded and released back to the river. New out fishing was done immediately after the flood. There were counted and measured the fish with or without brands. The same manner was used for obtaining of dates before and after natural flood in 2012.

The main result of this experiment is showing the artificial flood is more destructive and dangerous than natural flood. The reason is faster increase and decrease of flow in river during the artificial flood.

Key words: artificial flood, natural flood, drift, branding of fish, electric generator out fishing