

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA



DISERTAČNÍ PRÁCE

**DYNAMIKA ICHTYOFAUNY V HYDROSYSTÉMECH
ALUVIA HORNÍ LUŽNICE**

Ing. Miloš Holub

Školitel:

doc. Ing. Petr Hartvich, CSc.

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Zemědělská fakulta

2006

Chtěl bych poděkovat vedoucímu disertační práce doc. Ing. Petrovi Hartvichovi, CSc. za odborné vedení a cenné rady při vypracování této práce.

Dále bych rád poděkoval Správě CHKO Třeboňsko za umožnění výzkumných odlovů a dále děkuji vedení územního výboru ČRS v Boršově nad Vltavou za umožnění odlovů v obhospodařovaných tocích jižních Čech.

Stejně tak bych chtěl poděkovat všem, kteří se podíleli na terénním sledování.

Prohlašuji, že jsem disertační práci na téma „DYNAMIKA ICHTYOFAUNY V HYDROSYSTÉMECH ALUVIA HORNÍ LUŽNICE“ vypracoval samostatně, na základě vlastních zjištění a za pomoci uvedené literatury.

V Karlových Varech dne 17. prosince 2006

.....
Ing. Miloš Holub

1.	ÚVOD	1
2.	HLAVNÍ CÍLE.....	2
3.	LITERÁRNÍ PŘEHLED.....	3
3.1.	CHARAKTERISTIKA OBLASTI	3
3.1.1.	Geologie sledované oblasti	3
3.1.2.	Klimatické poměry sledované oblasti	3
3.1.3.	Hydrologie sledované oblasti.....	4
3.1.4.	Geografie řeky Lužnice.....	4
3.1.5.	Aktivita člověka ve sledované oblasti.....	6
3.2.	VODNÍ TOKY.....	7
3.2.1.	Charakteristika vodních toků	7
3.2.2.	Základní geomorfologické typy vodních toků	11
3.2.3.	Ekologické vlastnosti koryt vodních toků	13
3.3.	VODY V INUNDAČNÍM ÚZEMÍ	16
3.3.1.	Údolní niva jako specifický ekosystém.....	16
3.3.2.	Typy vodního prostředí v inundačním území.....	16
3.3.3.	Přirozené rozlivy v inundačním území řek.....	19
3.3.4.	Katastrofální povodeň v roce 2002	20
3.3.4.1.	Rozlivy v inundačním území zpomalují rychlost povodňové vlny	21
3.3.4.2.	Rozlivy v inundačním území zvyšují samočistící schopnost řeky	22
3.3.4.3.	Rozlivy v inundačním území dynamicky ovlivňují akvatické fáze vývoje říčních ramen.....	23
3.3.4.4.	Roční doba, délka a frekvence záplav podstatně ovlivňují vodní ekosystém v inundačním území	23
3.4.	VODNÍ EKOSYSTÉMY V INUNDAČNÍM ÚZEMÍ	24
3.4.1.	Ekosystémy tekoucích a podzemních vod.....	25
3.4.2.	Ekosystémy stojatých vod.....	26
3.4.2.1.	Vliv morfologie tůň a říčních ramen na jejich ekosystémy	26
3.4.2.2.	Břehový porost - zastínění a opad listů.....	26
3.4.2.3.	Stratifikace vodního sloupce	27
3.4.3.	Biodiverzita v inundačním území sledované oblasti	27
3.4.3.1.	Rybí populace.....	28
3.4.3.2.	Rybářské využití inundačního území.....	30
3.5.	OCHRANA INUNDAČNÍCH ÚZEMÍ.....	33
3.5.1.	Odhad počtu stojatých vod v inundačním území řek v České republice	33
3.5.2.	Současný stav ochrany inundačních území v České republice.....	34
3.6.	POPULAČNÍ EKOLOGIE	39
3.6.1.	Základní charakteristika populace - denzita.....	40
3.6.2.	Dynamika početnosti rybích populací.....	42
3.6.3.	Společenstvo ryb (ichtyocenóza)	43
3.6.3.1.	Struktura ichtyocenóz	44
3.6.3.2.	Stabilita ichtyocenóz	44
3.6.3.3.	Kategorie ichtyocenóz	45
4.	METODIKA.....	49
4.1.	CHARAKTERISTIKA JEDNOTLIVÝCH ÚSEKŮ ŘEKY LUŽNICE	49
4.2.	METODIKA ZJIŠŤOVÁNÍ ICHTYOFAUNY V LOTICKÝCH VODÁCH	53
4.3.	METODIKA ZJIŠŤOVÁNÍ ICHTYOFAUNY V LENTICKÝCH VODÁCH	55
4.4.	METODIKA ZJIŠŤOVÁNÍ TŘECÍCH MIGRACÍ RYB MEZI HLAVNÍM TOKEM A ZÁPLAVOVÝM ÚZEMÍM	58
4.5.	HLAVNÍ CHARAKTERISTIKY ICHTYOCENÓZ.....	60
5.	VÝSLEDKY	63
5.1.	SPOLEČENSTVA RYB A MIHULOVců V LOTICKÝCH VODÁCH	63
5.2.	SPOLEČENSTVA RYB V LENTICKÝCH VODÁCH.....	95
5.3.	MIGRACE RYB MEZI HLAVNÍM TOKEM A ZÁPLAVOVÝM ÚZEMÍM.....	139
6.	DISKUSE.....	143
6.1.	DISKUSE K ICHTYOFAUNĚ V LOTICKÝCH VODÁCH.....	143
6.2.	DISKUSE K ICHTYOFAUNĚ V LENTICKÝCH VODÁCH.....	148
6.3.	DISKUSE K MIGRACÍM RYB MEZI HLAVNÍM TOKEM A ZÁPLAVOVÝM ÚZEMÍM	154
7.	ZÁVĚR.....	156
7.1.	RYBÍ OSÍDLNÍ V LOTICKÝCH VODÁCH	156
7.2.	RYBÍ OSÍDLNÍ V LENTICKÝCH VODÁCH	159
7.3.	TŘECÍ MIGRACE MEZI HLAVNÍM TOKEM A ZÁPLAVOVÝM ÚZEMÍM	162
8.	SOUHRN	163
9.	SUMMARY	165
10.	PŘEHLED POUŽITÉ LITERATURY	167
11.	PŘÍLOHY.....	180

1. Úvod

Na všech stupních civilizačního vývoje byl člověk spojen s tekoucími vodami nejrůznějších rozměrů a vodností. Vodní toky modelují krajinu, přinášejí do ní energii stejně jako likvidují zátěže a bývají migrační linií i hraniční bariérou rostlinných, živočišných a lidských populací. Ukazuje se, že je stále naléhavější zkoumat civilizační vlivy, které mění a často i degradují systémy tekoucích vod. V České republice představuje Lužnice jednu z mála zachovaných lokalit říční nivy menšího toku v rovinatém terénu a je proto v celospolečenském zájmu udržet její druhové bohatství a rozmanitost dílčích ekosystémů.

Vodní toky modelují krajinu a jsou její páteří. V České republice je téměř 76 000 km vodních toků, což obnáší zhruba 1 km vodního toku na 1 km² státního území. Většinu těchto toků doprovází užší či širší říční niva - silně specifické prostředí, které plní významnou funkci v krajině.

Celé jižní Čechy, především oblast Třeboňska, představují v naší vlasti naprosto ojedinělý krajinný celek. Ve třetihorách se zde rozkládalo rozsáhlé sladkovodní jezero. Ve čtvrtohorách došlo k jeho změlčení a postupnému zániku. Na jeho místě zůstala močálovitá nehostinná krajina, která byla osidlována jen v omezené míře. Ještě starý římský dějepisec Tacitus o ní napsal: „...divoké lesy a odpuzující močály, na něž smutno bylo pohleděti každému, kromě těch, jimž tyto země byly vlastní...“.

Jak však stoupal počet obyvatel v Čechách, vzrůstal tlak na využití této oblasti. Soustavné osidlování Třeboňska začínalo až v polovině 12. století. O 200 let později patřila celá oblast Rožmberkům, kteří začali s cílevědomým a velkorysým přetvářením a využíváním ploché krajiny. Docházelo k nejrůznějším vodohospodářským úpravám. Počátky slavné zlaté stoky se datují již do 14. století. Zásadní úpravy pak pocházejí ze 16. století, kdy se skutečným mistrem svého oboru stal především Josef Štěpánek Netolický a rožmberský regent Jakub Krčín. Prvně jmenovaný propojil na počátku 16. století soustavu starších i nových rybníků tzv. Zlatou stokou a ve druhé polovině téhož století jeho dílo geniálně dovršil Jakub Krčín mimo jiné vybudováním tzv. Nové řeky. Kromě těchto děl, kterými odvedli vodu z řeky Lužnice a zajistili odvodnění Třeboňské pánve, vybudovali celou řadu rybníků, které většinou slouží svému účelu dodnes. Výsledkem jejich práce i mnoha jejich pokračovatelů je harmonická krajina, kde se střídají rybníky, louky, pole, lesy. Vznikly tak nové biotopy, které dnes představují unikátní mozaiku velmi různorodých stanovišť soustředěných na poměrně malé ploše. Hospodářská činnost člověka však nezasáhla celou oblast a tak se na řadě míst zachovala původní společenstva. Tomu odpovídá i nebyvalá diverzita rostlinných a živočišných druhů.

Právě z těchto důvodů se v posledních desetiletích Třeboňsko stalo středem mnohostranných výzkumů řešících náročnou ekologickou problematiku, která překračuje hranice našeho státu.

Právem byla celá oblast v roce 1977 zařazena v rámci programu „Člověk a biosféra“ do sítě biosférických rezervací UNESCO a v roce 1979 byla vyhlášena chráněnou krajinnou oblastí a to o celkové rozloze 700 km². Osu Třeboňska tvoří především řeka Lužnice, která odvodňuje převážnou část Třeboňské pánve. Některé úseky řeky Lužnice si dodnes zachovaly přirozený charakter toku, především tzv. horní Lužnice (mezi státní hranicí s Rakouskem a Suchdolem nad Lužnicí). Tato část řeky patří k nejrozsáhlejším územím se zachovalým přírodním charakterem toku v České republice.

Na základě těchto zjištění byl v roce 1986 založen integrovaný výzkumný projekt „Horní Lužnice“, který si kladl za cíl vytvořit soupis všech významných přírodních a hospodářských aktivit i vztahů, které působí na krajinu podél horního úseku řeky Lužnice v jižní části Chráněné krajinné oblasti Třeboňsko.

V minulosti byla řeka i přilehlé aluvium této oblasti jen velmi málo upravována člověkem a tok si dodnes zachoval přirozené korytotvorné funkce s permanentním vytvářením a zánikem tůní, písčiny ostrůvků, slepých, mrtvých a starých ramen.

Neopomenutelnou součástí projektu „*Horní Lužnice*“ byla etapa „Struktura a dynamika ichtyofauny horní Lužnice“, jejímž cílem bylo inventarizovat výskyt druhů ryb na vybraných lokalitách. Značné úsilí bylo věnováno posouzení populační hustoty ryb z hlediska dlouhodobého znečišťování řeky Lužnice. Tato práce byla prvním systematickým a uceleným ichtyologickým průzkumem tohoto území.

Třeboňsko je rovněž zařazeno do mezinárodní sítě území dlouhodobého ekologického výzkumu (Long-Term Ecological Research Site), a tak je jedním ze základních cílů komplexní poznání území se všemi jeho složkami včetně fauny vod v aluvii, které patří k nejvýznamnějším fenoménům této oblasti.

V roce 2002 byl zahájen další podrobný ichtyologický průzkum pod názvem „*Dynamika ichtyofauny v hydrosystémech aluvia horní Lužnice*“, který tvoří základ této práce.

2. Hlavní cíle

Oblast horní části řeky Lužnice byla v minulosti jen velmi málo upravována člověkem, a tak si zde tok dodnes zachoval přirozené korytotvorné funkce. Zejména přilehlé záplavové území patří v podmínkách České republiky z hlediska přírodních hydrologických funkcí k nejlépe zachovalým ekosystémům. Nedílnou a významnou součástí tohoto hydrosystému je rybí biota, která byla zvolena jako téma předkládané disertační práce. V rámci výzkumného řešení a zpracování tohoto tématu byla věnována pozornost dosažení následujících cílů.

- Zjistit současný stav ichtyofauny v horní části řeky Lužnice a ve vodních biotopech přilehlého záplavového území a posoudit krátkodobé i dlouhodobější změny druhové skladby sledovaných biotopů.
- Zjistit a zhodnotit základní ichtyologické parametry (druhovú skladba, abundance, biomasa, dominance, konstance, druhová diverzita, ekvitabilita) a jejich dynamiku na sledovaných lokalitách a biotopech v průběhu řešení.
- Posoudit a rozčlenit jednotlivé lokality a biotopy podle jejich rybího osídlení s přihlédnutím k hydrologicko-morfologickým a fyzikálně-chemickým parametrům.
- Statistickými metodami prokázat vliv jednotlivých sledovaných proměnných prostředí na složení rybí obsádky v jednotlivých typech vodních biotopů.
- Zhodnotit vliv dynamiky vodních stavů včetně katastrofální povodně ze srpna roku 2002 na rybí společenstva v jednotlivých typech vodních biotopů.
- Zkoumat a posoudit význam transversálních třecích migrací jednotlivých druhů ryb mezi aktivním tokem a biotopy v přilehlém aluvii.

Výsledky této práce budou využity pro sestavení optimálního způsobu hospodaření zájmové oblasti. Významné budou rovněž pro rybářské obhospodařování revírů Lužnice 10A, 11 a 12, a proto budou předány MO-ČRS Třeboň, Suchdol nad Lužnicí a České Velenice. Z ochrannářského hlediska budou výsledky sloužit jako podklady pro činnost Správy Chráněné krajinné oblasti Třeboňsko, především jako součást plánů péče pro přírodní rezervaci „*Horní Lužnice*“.

Některé z výsledků byly již předmětem publikovaných sdělení a jsou uvedeny v seznamu použité literatury. Průběžné výsledky rovněž posloužily jako podklad pro návrh biotopů NATURA 2000, zejména pro EVL - Třeboňsko střed popsanou pod kódem lokality CZ0314023 v příloze nařízení vlády České republiky č. 132/2005 Sb. Navrhované revitalizační akce by mohly být realizovány z Programů péče o krajinu (PPK) nebo z Programu revitalizace říčních systémů (PRŘS).

3. Literární přehled

3.1. Charakteristika oblasti

Jak již bylo řečeno v úvodu, jižní Čechy a především Třeboňsko představují v naší vlasti naprosto ojedinělý krajinný celek. Na mnoha místech oblasti lze hovořit o harmonické krajině, kde jsou lidské aktivity v určité rovnováze s přírodou. Příkladem je PR Horní Lužnice a PR Meandry Lužnice, kde si tok zachoval přirozené korytotvorné funkce s permanentním vytvářením a zánikem tůní, písčných ostrůvků, slepých, mrtvých a starých ramen. Svým charakterem slouží jako modelové území pro hledání souladu mezi zájmy ochrany přírody a krajiny a hospodářskými aktivitami respektujícími přírodní podmínky a ekologickou únosnost území (Prach et al. 1996d).

Přirozeně meandrující vodní tok a časté záplavy přilehlého aluvia jsou základními vlastnostmi řeky Lužnice, která protéká a odvodňuje podstatnou část Třeboňské pánve (Holub et Dvořák 2003; Holub et al. 2004a; Holub et al. 2004b).

Z hlediska regionálního členění povrchu České republiky (Balatka et Sládek 1980) patří Třeboňsko do Českomoravské soustavy, podsoustavy Jihočeských pánví a je součástí geomorfologického jádra Třeboňské pánve - podcelku Lomnická pánev.

3.1.1. Geologie sledované oblasti

Geologický podklad Třeboňské pánve tvoří přeměněné horniny pláště moldanubika (biotitické a biotitickosillimanitické pararuly s přechodem do svorových rul a svorů). Na nich leží jako výplň pánve až několikasetmetrová souvrství svrchněkřídových (klikovské souvrství) a třetihorních sedimentů (lipnické, zlivské, mydlovarské, domanínské a ledenické souvrství) (Chábera et al. 1985). V zájmové oblasti se jejich vliv uplatňuje spíše hydrologicky, kdy podél tektonicky predisponovaných zlomů dochází k vývěrům artéských vod do prostoru nivy (Homolka 1984). Mnohem větší význam pro konfiguraci nivy mají kvartérní sedimenty. Pleistocénní fluvialní sedimenty mají charakter převážně písčitých až šterkopísčitých uloženin, které omezují šíři nivy ve formě několika nad sebou ležících teras (blíže Chábera et Vojtěch 1972). Charakter těchto nezpevněných uloženin odpovídá do jisté míry petrologickému a mineralogickému složení hornin, které tvoří podklad pramenných oblastí řeky (různé typy granitoidů). Holocénní sedimenty vyplňují plochu vlastní nivy a mají charakter jemných jílovitohlinitých písků až písčitých jílů, jejichž struktura je závislá na charakteru povodňových plavenin a procesech sedimentace v jednotlivých částech nivy (volně podle Chábery et al. 1985 a Pracha et al. 1988). Tomu odpovídá i značná heterogenita půdních typů jak v podélném, tak i v příčném směru.

Významnou roli v plochem akumulacním reliéfu nivy hraje intenzita hydromorfního vývoje, kdy vlivem různého stupně zamokření podzemní a záplavovou vodou z řeky nebo z pramenů na úpatí teras se střídají a vzájemně na sebe navazují geneticky příbuzné anhydromorfní, semihydromorfní a hydromorfní půdy (Prach et al. 1988; Prach 1992).

Detailní výzkum půd na příčném transektu nivou u Halámek ukázal, že dominantní zastoupení mají nivní půdy - na mladých náplavech rambla a paternia, typické vegy na místech mimo dosah rušivé činnosti vody. V terénních depresích a v místech s jílovitým materiálem v půdním profilu se objevují oglejené a glejové formy až pseudogleje. Na dně trvalých tůní se nacházejí hydromorfní sapropelové půdy (Prach et al. 1988).

3.1.2. Klimatické poměry sledované oblasti

Teplotní a vlhkostní podmínky nivy „horní Lužnice“ mají podobný charakter jako střed Třeboňské pánve (Chábera et Šabatová 1965; Prach et al. 1988). Klimatické poměry jsou zde

výsledkem přechodného suboceanického až kontinentálního středoevropského klimatu, které je místně výrazně ovlivňováno mezoreliéfem, vegetací a půdními podmínkami.

Prach et al. (1996a) zařazuje oblast do mírně teplé a mírně vlhké zóny typu MT 11. Mezoklima Třeboňské pánve je tedy o něco teplejší, než by odpovídalo její nadmořské výšce. Tento jev je vysvětlován polohou v závětrí Novohradských hor a Šumavy, které spolu s Alpami vyvolávají při jihozápadní cirkulaci vzduchu föhnové efekty. Zmírňující vliv mají i rozsáhlé vodní plochy rybníků spolu s komplexy lesů v oblasti. Při uzavřenosti nivy okolními terasami a vyvýšeninami zde dochází, hlavně na podzim, k častým teplotním inverzím (volně podle Pracha et al. 1988).

3.1.3. Hydrologie sledované oblasti

Povodí Lužnice leží na hlavním středoevropském rozvodí mezi Severním a Černým mořem (Švec et al. 1967).

Celá Třeboňská pánev, jejíž osu řeka Lužnice tvoří, byla vyhlášena (Prach et al. 1988) za chráněnou oblast přírodní akumulace podzemních a povrchových vod. Nachází se zde mocné vrstvy propustných sedimentů se schopností akumulace podzemních vod. Největším nebezpečím pro tuto oblast je rozšiřování těžby štěrkopísků. Tou se narušuje artézský strop a dochází k obnažení křídových a neogenních kolektorů podzemní vody. Dále podle Jandy et al. (1996) dochází intenzivní zemědělskou velkovýrobou s vysokými dávkami strojených i statkových hnojiv k eutrofizaci vod v jezerech vzniklých při této těžbě. Tyto zásahy mohou v budoucnu zcela znehodnotit bazén podzemní vody v Třeboňské pánvi. Naštěstí v posledních letech dochází ke snižování intenzifikace zemědělské výroby.

V celém sledovaném úseku má řeka Lužnice charakter nížinné řeky tekoucí na svých náplavech průměrným spádem 0,8 ‰. Celkem vyrovnaná spádová křivka je pouze na několika místech přerušena poměrně nízkými jezy. Důsledkem tohoto nízkého spádu se v trati, kde byla řeka ponechána přirozenému vývoji, vytvořil silně meandrující tok se systémem různorodých tůní a slepých ramen. Zvýšení vodnosti v holocénu se projevilo výraznější hloubkovou a boční erozí, takže současná niva je na mnoha místech výrazně oddělena od okolní krajiny terasovými stupni (Cháběra et al. 1972). Pouze v severní části (v oblasti Nové řeky) je východní omezení tvořeno výběžky krystalinika Kardašověčické pahorkatiny a hrázemi rybníků chlumské soustavy (Prach et al. 2003).

3.1.4. Geografie řeky Lužnice

Řeka Lužnice pramení na rakouské straně Novohradských hor, na západním svahu Eichelbergu ve výšce 990 m.n.m. a ústí do Vltavy u Týna nad Vltavou ve výšce 347 m.n.m. Délka toku je 208 km, plocha povodí 4 226 km², průměrný relativní spád činí 2,8 ‰, průměrný průtok u ústí je 24,3 m³.s⁻¹ - na profilu Pilař (117 ř. km) činí 7,18 m³.s⁻¹, specifický odtok 5,75 l.s⁻¹.km², odtokový součinitel činí 0,27, křivolakost je 2,80, charakteristika povodí 0,12 (povodí protáhlé) a lesnatost povodí je okolo 30 % (Cháběra et al. 1965; Cháběra et al. 1985).

Svým vodním režimem se Lužnice od ostatních našich středoevropských řek příliš neliší. Podle Hartvicha et al. Šaškové (1988) se jedná o tzv. oderský typ řeky. Nejvyšší vodní stavy jsou na jaře (konkrétně v březnu) v době tání sněhu v pramenné oblasti a počátkem léta při působení tzv. „letního monzunu“ nebo jako následek letní bouřkové činnosti v povodí. Nejnížší vodní stavy jsou koncem léta a na podzim. Podzimní minimum na středním a dolním toku je nadlejšováno vypouštěním rybníků v době výlovů a po celý rok i přirozenými vývěry spodních vod ze sedimentů Třeboňské pánve (Elster 1988).

Vzhledem k nevyrovnané spádové křivce řeky je možno celý tok rozdělit do 4 navzájem odlišných úseků (blíže Prach et al. 1990). Pro každý z nich platí poněkud jiné charakteristiky.

Studované území je součástí třetího úseku. Průměrný spád je zde velmi malý (0,8 ‰) a také dalšími znaky se výrazněji odlišuje od celkové charakteristiky řeky. I při značné

rozkolísanosti průtoků se zde projevuje určité zmírnění vlivem přirozených vývěrů spodní vody v nivě řeky Lužnice. Celková lesnatost povodí se pohybuje okolo 40 % a také průtoky jsou nižší (Prach et al. 1996c).

Tab. 1: Hydrologické údaje profilu Pilař (podle sdělení ČHMÚ v Českých Budějovicích)

průměrný průtok:	7,18 m ³ .s ⁻¹
historicky nejvyšší průtok:	371,92 m ³ .s ⁻¹
historicky nejnižší průtok:	0,17 m ³ .s ⁻¹
poměr:	1 : 2 188

Z údajů ČHMÚ v Českých Budějovicích (viz tab. 1) vyplývá velmi důležitá informace pro celkovou hydrodynamickou charakteristiku úseku řeky Lužnice mezi hranicí s Rakouskem a Suchdolem nad Lužnicí. Kapacita koryta ve sledované oblasti řeky Lužnice umožňuje průtok v rozmezí od 6,0 do 8,5 m³.s⁻¹. To znamená, že v některých úsecích toku již při průměrném průtoku (7,18 m³.s⁻¹) musí 1,18 m³.s⁻¹ téci mimo hlavní koryto řeky Lužnice. Při vyšších průtocích se voda výrazně vylévá z koryta do nivy a uplatňuje se tak její erozivní činnost. Schopnost přilehlých tůní akumulovat tuto vylévající se vodu má nezastupitelný význam nejenom pro dynamiku rozvoje ichtyofauny, ale i zmiňovaná erozivní činnost této vody způsobuje poměrně velké změny vzhledu mnohých tůní v průběhu jednotlivých let (Hartvich et Přibán 1988).

Průměrný dlouhodobý úhrn srážek v této části povodí je okolo 753 mm za rok (Prach et al. 1988), přičemž při prakticky neexistenci větších vodních nádrží v povodí se zde neuplatňuje celkové zlepšení vodní bilance odtoku a řeka má značně rozkolísané průtoky během roku (Lazar 1978). Jak bylo zmíněno výše, mírné nadlepšení vodní bilance je způsobeno vývěry podzemní vody. Celková dotace se odhaduje v prostoru mezi novou Vší nad Lužnicí a Suchdolem nad Lužnicí v průměru asi 0,318 m³.s⁻¹ (Homolka 1984). Hydrologický režim řeky Lužnice je dále ovlivňován existencí rozsáhlých vodních ploch po vytěžení písku především v oblasti mezi obcemi Suchdol nad Lužnicí a Majdalena, které se uplatňují především v období sucha, kdy zvýšené ztráty výparem jsou nahrazovány průsaky z minimálních průtoků v řece (Lazar 1978). Nádrže mimo to ovlivňují hydrologickou situaci v širokém okolí. Snižují totiž výrazně hladinu spodní vody. To může mít do budoucna za následek dosti výrazné změny v rostlinných společenstvech (především lesních) posunem k suššímu pólu (větší zastoupení suchých borů) na velmi propustných písčitých půdách (Jeník et Prach 1988).

I při malém spádu lze větší část toku ve studované oblasti (s výjimkou krátkých úseků nad jezy) zařadit ve smyslu Thienemannovy klasifikace k lotickému typu. Značné kolísání vodního stavu během roku s výkyvy přesahujícími často 2 metry řadí řeku Lužnici k eurysaleutickému typu. Vzhledem k velké propustnosti sedimentů nivy kopíruje hladina tůní velmi často hladinu v řece. Výjimkou jsou tůně, které jsou nepřetržitě zásobovány vodou z podzemních pramenů terasy a přilehlá místa v okolí vývěrů. Při snížených vodních stavech v korytě řeky lze také předpokládat jednosměrné proudění zaklesnuté spodní vody od terasy k řece s určitým odchýlením v závislosti na spádových poměrech daného místa. To spolu s dalšími faktory ovlivňuje především základní chemismus vody v jednotlivých tůních a jejich systémech a tím i charakter jejich vodní a pobřežní vegetace (Pechar et al. 1988; Bürgerová et al. 1990). Břehová linie většiny tůní je ve shodě s jejich genezí většinou ostrá. Výjimku tvoří pouze stará ramena a již zazemnělé tůně v blízkosti teras (Prach et al. 1996f).

Niva je od okolní krajiny často velmi dobře omezena výraznými terasovými stupni (blíže Chábera et Vojtěch 1972) a její šířka kolísá zhruba od 150 m v Nové Vsi nad Lužnicí až po několik km v prostoru Staré a Nové řeky, uvážíme-li původní meandrující koridor řeky před výstavbou Nové řeky a rybníků mezi oběma toky.

3.1.5. Aktivita člověka ve sledované oblasti

Jak již bylo uvedeno v úvodu, výraznější pozměňování krajiny dnešního Třebońska započalo až v polovině 12. století. Patrně nejpůvodnějšími zásahy do nivy byly pokusy místních osadníků (samoty na okolních terasách) vykácet části lužních lesů a na takto vytvořeném bezlesí sklízet seno pro hospodářská zvířata. S rostoucí hustotou osídlení docházelo postupně k dalším přeměnám luhu na louky, až byla značná část území nivy odlesněna úplně. Současně s touto činností se projevovala snaha o další vylepšení hospodářství. Postupně byly vybudovány na okrajích nivy pod terasami systémy struh, které odváděly přebytečnou pramenitou vodu z terasy do řeky a tím, že propojovaly jednotlivé tůň navzájem, umožňovaly jednak jejich poměrně rychlé naplnění za povodně, jakož i odvedení přebytečné vody po poklesu hladiny v řece. Na některých místech v Rakousku byly dokonce vybudovány na těchto stokách přepady, které v době letních přísušků zajišťovaly závlahy okolních ploch zvednutím hladiny spodní vody. Kromě toho byly některé menší tůň a deprese v blízkosti obcí zaváženy odpady (rmut ze staveb aj.), pokud nebyly využity na zpevnění příjezdových cest (ústní sdělení pracovníků VŠZ v Českých Budějovicích). Výhodou tohoto systému stok a stoček bylo, že téměř dokonale kopíroval spádové poměry v nivě a byl tak velmi efektivní a dlouhodobě dokonale funkční. V polovině 14. století, kdy celá oblast patřila Rožmberkům, bylo započato cílevědomé a velkorysé přetváření a využívání ploché krajiny (Chábera et al. 1985).

Další oblastí činnosti člověka, která výrazněji zasáhla do vodních poměrů řeky, byla výstavba Zlaté stoky na počátku 16. století a Nové řeky v letech 1585 - 1587. Pro studované území měla Nová řeka význam hlavně proto, že rozšířila oblast skutečně zaplavované nivy o další části a zmírnila povodňové vlny, které protékaly původní nivou směrem k Rožmberku (Černý 1994).

Teprve později dochází k výstavbě jezů s mlýny a pilami, kterých však vlivem malého spádu nebylo na tomto úseku řeky Lužnice mnoho. Pouze u jezu Na Primárně a v Suchdole nad Lužnicí byly pro zvýšení spádu vybudovány náhony. Mlýn v Nové Vsi nad Lužnicí je přímo u hráze jezu a jezy Pilař a Rozvodí jsou bez mlýnů. Využití energetického potenciálu řeky je tedy z objektivních důvodů malé. Z historického pohledu byly mnohem více využívány oba největší pravostranné přítoky (Dračice a Koštěnický potok) a Zlatá stoka (Prach et al. 2003).

Teprve ve 20. století se objevují snahy o provádění razantnějších vodohospodářských úprav koryta s cílem alespoň zvětšit průtokovou kapacitu. Byly přestavěny jezy Suchdol nad Lužnicí, Pilař, Rozvodí, úplně zkanalizován dvoukilometrový úsek řeky pod jezem v Suchdole nad Lužnicí, částečně byly regulovány úseky pod jezem Pilař až k Tikalským (5 km). Vodohospodářské úpravy koryta (rozšíření a napřímení) byly provedeny i nad jednotlivými jezy (Nová Ves nad Lužnicí, Suchdol nad Lužnicí, Pilař), u mostu přes řeku u Halámk a několik drobných zásahů na Staré řece - sedimentační „laguny“ a napřímení koryta u limnigrafu „U hodin“ (Černý 1994).

Snaha v pozdějších letech o znovuoobnovení lukařství se soustředila na snáze přístupné plochy v blízkosti obcí, kde byla pročištěna síť odvodňovacích kanálů a některé tůň a deprese zahrnuty materiálem z okolí. Takto byl do značné míry zničen charakteristický mikro- a mezoreliéf povrchu nivy (Klimeš 1989).

V nedávné době byly v některých částech nivy vybudovány odvodňovací strouhy, které nerespektují spádové poměry mezoreliéfu, což vede jednak k odstínění určitého počtu tůň od intenzivního proplachu v době povodní a u jiných naopak ke zvýraznění jejich průtočného charakteru i mimo zvýšený vodní stav (Prach et al. 2003; Pechar et al. 1996).

Část luk na relativně vyvýšených místech byla po určitou dobu přeměněna na pole. Vzhledem k malé návratnosti vložených prostředků byla většina plánů na intenzivnější zemědělské využití nivy opuštěna. V souvislosti se změnami majetkoprávních vztahů v současné době a situací v zemědělství oblasti nelze do budoucna předpokládat, že by došlo k celkovému rozšíření pravidelně sečených luk v nivě. Spíše lze očekávat při optimálním

výhledu zachování dosavadního stavu. Méně intenzivní dodatkové hnojení na sklizených plochách se jistě projeví zvýšením jejich druhové diverzity (Bürgerová 1988; Pechar et al. 1988; Bürgerová et al. 1990).

Výraznější preference Nové řeky v odvádění povodňové vody má přímé dopady na charakter přilehlé nivy. Nárůst sedimentu v kanalizovaném korytu spolu s opuštěním starých odvodňovacích systémů se projevily podmáčením a zaplavením větší části plochy dříve sklizených luk a změnou druhové skladby porostů. Naopak snížení průtoků ve Staré řece se negativně promítá do režimu tůní, které nejsou intenzivně proplachovány a dochází tak k rychlejšímu zazemňování a obohacování o živiny, takže mnohé druhy, dříve zde hojné, ustupují (Pechar et al. 1996).

Dalším zvláště závažným zásahem je umělá změna koryta (jeho narovnání a rozšíření) před jezem v Suchdolu nad Lužnicí. Menší povodně se zde již neprojevují pravidelným zaplavením okolních ploch a takto izolované tůně prodělávají urychlený zazemňovací proces. Regulovaný úsek má vliv i na přirozené koryto nad ním. „Nasávací efekt“ provedené regulace zde urychluje proudění a řeka výrazněji eroduje bočně za vzniku řady nátrží, které jsou spojeny s podemláním břehové vegetace a s ucpáváním průtočného profilu popadanými stromy. Podobná situace je i na toku pod Majdalenou v prostoru U Tikalských, kde je unášený písčitého materiálu vynášen za povodně na okolní plochy a vytváří zde rozsáhlejší pískové lavice. Tyto příklady dokumentují skutečnost, že jakékoliv, byť i drobné zásahy do hydrologického režimu přirozeně meandrujícího toku, mají často dalekosáhlé důsledky pro značnou část okolní nivy a snaha o úpravu odtokových poměrů by měla být vždy posuzována komplexně (Černý 1994).

I přes tyto vlivy člověka si řeka Lužnice stále v některých úsecích zachovává charakter přirozeně meandrujícího nížinného toku s řadou slepých ramen a tůní různorodého tvaru a stupně zazemnění s pestrá mozaikou vodních a mokřadních ekosystémů. Stálé dynamické změny umožňují přežít řadě rostlin a živočichů. V této souvislosti se velmi často hovoří o tzv. říčním fenoménu (Jeník et al. 1964; Jeník et Prach 1988). V případě řeky Lužnice lze hovořit o významu řeky jako důležité migrační cestě většiny druhů živočichů, ale i rostlin. I přes celkovou otevřenost říčního systému je možno nivu považovat za významný biokoridor, jehož specifické hydrologické, edafické a klimatické podmínky, antropogenní vliv a charakter mezo- a mikroreliefu umožnily vytvořit mozaiku různorodých ichtyocenóz (Prach 1991).

3.2. Vodní toky

3.2.1. Charakteristika vodních toků

Vodní toky jsou charakteristické jednosměrným prouděním vody, která protéká přirozeným, upraveným nebo umělým korytem. Systém vodního toku, tvořící jeho povodí, začíná prameny přecházejícími v pramenné stružky a vlasečnice (kapiláry). Dalšími přítoky tok zesiluje a mohutní, vytvářejí se potoky, říčky a řeky. V důsledku nerovnosti terénu se spád koryta vodního toku rychle mění, což má zásadní vliv na rybí osídlení jednotlivých typů toků. Většina autorů (Adámek 1997; Baruš et Oliva 1995a; Cowx et Welcomme 1998; Holčík 1998a; Holmes 1989; Just et al. 2005; Roux 1982; Vannote et al. 1980; Welcomme 1983) se přibližně shoduje na následujícím vodohospodářském členění podle charakteristických znaků, jako je velikost a charakter povodí, délka toku, spád a průtokové poměry toků:

- a) bystřiny - krátké horské toky s malým povodím (nejvýš 50 km²) a velkým spádem (i nad 20 ‰);
- b) horské potoky - toky horských a podhorských oblastí, často ještě s velkým spádem (do 20 ‰), koryto je již stabilizované a v širších údolích tvoří meandry; průtoky bývají ještě často rozkolísané;

- c) potoky - vodní toky pahorkatin, někdy i v nížinných polohách, se spádem do 10 ‰, časté jsou na nich meandry; průtoky bývají relativně vyrovnanější, za přívalových dešťů jsou však mnohdy značně rozvodněné;
- d) říčky - toky o středně velkém povodí (100 a více km²), tvoří přechod mezi potokem a řekou;
- e) řeky - převážně nížinné vodní toky s větším až velkým povodím (150 až 2 000 km²); spád koryta je malý (0,1 až 2 ‰), k průtokové rozkolísanosti dochází hlavně při déletrvajících silných dešťových srážkách nebo při náhlém tání sněhu.

Z praktického hlediska rybářského obhospodařování toků je můžeme rozčlenit na potoky, říčky a řeky, i když existuje přirozeně celá řada výjimek, jako jsou potoky nižších poloh „tloušťového“ charakteru, pstruhové revíry na velkých řekách pod údolními nádržemi, apod. (Adámek et Jurajda 2002).

Rozdílné podmínky v jednotlivých typech a úsecích toků vedou k jejich rozdílnému oživení vodními organismy a především rybami. Tyto rozdíly jsou základem rozdělení vodních toků na rybí pásma nazvaná podle typických (i když ne vždy nejpočetnějších) druhů ryb. Jako první se o tuto klasifikaci pokusil český zoolog Antonín Frič (1903), který vyčlenil pstruhové, parmové a cejnové pásmo. Po doplnění lipanového pásma (mezi pstruhové a parmové) se toto rozdělení plně ujalo a je používáno dodnes. Je však třeba si uvědomit, že se jedná o umělou klasifikaci a mezi jednotlivými pásmy existuje celá řada přechodů a výjimek. Souhrnnou charakteristiku rybích pásem našich toků a výskyt hlavních druhů ryb v nich podává následující tab. 2.

Tab. 2: Charakteristika rybích pásem našich toků (upraveno podle Adámka 1997)

Pásmo	pstruhové	lipanové	parmové	cejnové
Charakter toku	bystřina, potok	říčka	řeka	řeka
Dno	kamenité	šterkovité	šterkovité, kamenité	písčité nebo bahnité
Spád	okolo 3 ‰	1,5 - 3,0 ‰	0,8 - 1,5 ‰	do 0,8 ‰
Šířka toku	do 10 m	10 - 15 m	10 - 20 m	nad 20 m
Max. teplota vody	15 - 18 °C	18 - 20 °C	18 - 22 °C	20 - 25 °C
Koncentrace kyslíku	8 - 12 mg.l ⁻¹	7 - 11 mg.l ⁻¹	6 - 10 mg.l ⁻¹	5 - 8 mg.l ⁻¹
BSK ₅	do 2,2 mg.l ⁻¹ O ₂	do 3 mg.l ⁻¹ O ₂	do 3,5 mg.l ⁻¹ O ₂	do 4,5 mg.l ⁻¹ O ₂
Charakteristické druhy ryb	pstruh potoční a duhový, vranka, siven	lipan, ouklejka, mřenka, proudník, mník, střevele	parma, ostroretka, tloušť, podoustev, hlavatka, hrouzek	cejn, kapr, štika, sumec, candát, plotice, bolen, jesen, cejnek, okoun, ouklej

Většina autorů (Adámek 1997; Baruš et Oliva 1995a, 1995b; Cowx et Welcomme 1998; Holčík et Hensel 1971; Holčík 1998a; Welcomme 1979, 1983, 1985) se shodují na následujícím rozdělení rybích pásem a jejich charakteristice.

Pstruhové pásmo

Podle Adámka (1997) jsou typickými pstruhovými pásmy horské bystřiny a potoky s chladnou, prokysličenou vodou. Dno je kamenité až balvanovité, jen okrskově se šterkovitým substrátem, případně hrubým pískem. V důsledku značné členitosti dna je proudění vody prakticky výlučně vířivé (turbulentní). Z hlediska pohybu látek ve vodě převládá v pstruhových pásmech eroze a transport materiálu. Šířka toku obvykle nepřesahuje 10 m a maximální teplota zřídka překročí 15 až 17 °C. Nasycení vody kyslíkem se díky

mechanické aeraci pohybuje trvale okolo 100 % (9 až 14 mg.l⁻¹O₂). Zatížení vody organickými látkami je v přirozených podmínkách takřka zanedbatelné a BSK₅ nepřekračuje 1,5 až 2 mg.l⁻¹O₂. S původními pstruhovými pásmy se setkáváme v nadmořských výškách nad 500 m s průměrnou roční teplotou pod 7 °C.

V nárostech a zoobentosu toků pstruhového pásma převažují chladnomilné druhy náročné na čistotu vody. Kameny v toku jsou porostlé především rozsivkami. V horních úsecích se vyskytují i rudé řasy a vodní mech zdrojovka. Typickými představiteli zoobentosu jsou blešivci, zvláště v tocích se spadaným listím a nízkou abundancí ryb, dále larvy některých druhů jepic a většiny druhů pošvatek. Rovněž larvy chrostíků jsou zde poměrně hojné.

Charakteristickou rybou tohoto pásma je pstruh potoční, vedlejšími druhy jsou siven americký, pstruh duhový a lipan podhorní. Jako doprovodné druhy se uplatňují oba druhy vranky - obecná i pruhoploutvá, střevle potoční a mřenka mramorovaná.

Abundance a biomasa obsádek pstruhových pásem je velmi různá podle charakteru toku a jeho polohy. V horních partiích bystřin a potoků je produkce potravních organismů velmi nízká, a proto i početnost obsádky, redukovaná obvykle na pstruha potočního, dosahuje maximálně několika set ks a biomasa několika desítek kg/ha. V nižších, úživnějších partiích s menším spádem jsou však tyto hodnoty několikanásobně vyšší (až 10 000 ks ryb a 500 i více kg/ha).

Lipanové pásmo

Lipanová pásma našich toků se vytvářejí na větších potocích a říčkách v podhůří, pahorkatin a vrchovin. Dno je tvořeno substrátem o různé velikosti (písek, štěrk i kameny). Rychlost proudu je díky menšímu spádu (1,5 až 3 ‰) nižší, tvoří se i klidnější partie s tůňemi, ve kterých se ukládají jemné sedimenty. Stejně jako v pstruhovém pásmu se však i zde uplatňuje především eroze dna a břehů a transport takto uvolněného materiálu. Pro lipanová pásma jsou typické různě dlouhé úseky stažnou vodou a víceméně rovnoběžným (laminárním) prouděním, narušeným vířením pouze ve spodních vrstvách u dna. Šířka toku se pohybuje obvykle mezi 10 až 15 m. Voda se dále otepluje a v létě dosahuje až 20 °C. Nasycení vody kyslíkem však zůstává trvale vysoké, i když v důsledku vyšší úživnosti zde dochází již k větší rozkolísanosti (90 - 110 %). Se zvýšenou trofíí vody souvisí i mírně zvýšený obsah organických látek, který dosahuje v BSK₅ až 3mg.l⁻¹O₂. S lipanovými pásmy se setkáváme nejčastěji v nadmořských výškách 400 až 600 m, kde se průměrná roční teplota pohybuje okolo 8 °C.

Nárasty mikroskopických rostlin na kamenech mají obvykle kvalitativní i kvantitativní složení podobné jako v pstruhovém pásmu, jejich produkce je však výrazně vyšší, přibližně dvoj- i vícenásobná. Na příhodných místech s dostatkem světla a klidnější vodou se vytvářejí často rozsáhlé porosty vodních makrofyt, především hvězdoše a lakušníku. Díky větší rozmanitosti dna je i zoobentos druhově a početně pestřejší a bohatší. V nánosech písku a sedimentů se vyskytují červi, larvy motýlic a pakomárů. Bohatá je i fauna jepic, pošvatek i chrostíků.

Vůdčím druhem ichtyofauny lipanového pásma je lipan podhorní, kromě něj se hojně vyskytuje i pstruh obecný forma potoční a pstruh duhový, jelec tloušť, ostroretka stěhovavá a mník jednovousý. V dolních, vodnatějších úsecích lipanového pásma se objevuje parma obecná a na některých lokalitách i hlavatka podunajská. Z drobných ryb jsou pro tato pásma charakteristická hejna střevle potoční, jelce proudníka, hrouzka obecného, ouklejky pruhované a mřenky mramorované.

Abundance a biomasa ryb v lipanových pásmech dosahuje až několika tisíc kusů, resp. 500 kg/ha.

Parmové pásmo

Řeky v přechodném terénu k nížinám s širokým (až 20 m), ale poměrně mělkým korytem vytvářejí parmová pásma, charakteristická štěrkopísčitém až kamenitým substrátem. V hlubších partiích a zátokách se vytvářejí vrstvy usazenin, ve vodě se pravidelně objevuje již mírný zákal. Sklon koryta dosahuje až 1,5 ‰ a voda v těchto úsecích s rychlejším proudem má značnou energii díky poměrně velké vodnatosti. Proto se v parmovém pásmu uplatňuje transport látek více než eroze a sedimentace. Voda se zvláště v letním období již poměrně dosti prohřívá a dosahuje hodnot až okolo 22 °C, koncentrace kyslíku klesá a v přirozených podmínkách se pohybuje mezi 6 až 10 mg.l⁻¹O₂, zatížení vody organickými látkami (v BSK₅) nepřesahuje obvykle 3,5 mg.l⁻¹O₂. Parmová pásma jsou nejčastější na řekách v oblastech s nadmořskou výškou 250 až 400 m o průměrné roční teplotě 8 až 9 °C.

Oživení je charakteristické řadou druhů společných s předcházejícím lipanovým a následujícím cejnovým pásmem, zvláště podle toho, o jaký úsek se jedná (proudné, resp. klidné partie). Jenom málo druhů rostlin a vodních bezobratlých lze považovat za charakteristické pro parmové pásmo. Nárosty na kamenech jsou tvořeny převážně rozsivkami, v úživnějších tocích se objevují i zelené řasy. Často se zde setkáváme i s bohatými porosty makrofyt, zvláště stolítku, případně i lakušníku, ve kterých žijí velmi početné populace vodních živočichů, tvořících významnou složku rybí potravy. Jsou to především larvy jepic a pakomárů. V zoobentosu jsou kromě uvedených larev hmyzu běžné i další druhy larev chrostíků a muchniček.

Typickými představiteli ryb tohoto pásma jsou druhy, které řadíme do skupiny reofilních ryb (parma obecná, ostroretka stěhovavá, podoustev nosák, jelec tloušť, mník jednovousý). Ve spodních partiích parmových pásem se objevují i druhy charakteristické pro pásmo cejnové – štika obecná, jelec jesen, bolen dravý a úhoř říční. Z drobných ryb jsou v parmovém pásmu nejhojnější hrouzek obecný a mřenka mramorovaná. V dolní části pásma nebo v klidnějších partiích se vyskytuje i plotice obecná, ouklej obecná a okoun říční. Významnou a vzácnou rybou parmových pásem v neznečištěných řekách může být hlavatka podunajská.

Abundance ryb parmového pásma dosahuje několika tisíc kusů na hektar a biomasa 500 až 1 000 kg/ha.

Cejnové pásmo

Dolní nížinné úseky našich řek s pomalu tekoucí vodou a převažujícím laminárním prouděním vytvářejí cejnová pásma. Pokud má tok více meandrů, může se i zde významně uplatnit turbulentní proudění. Dno je tvořeno hlinitým nebo písčitém substrátem, v tišinách, při březích a v zákrutách se tvoří často silné vrstvy usazenin z transportovaných látek. Sedimentace je také nejvýznamnějším projevem v pohybu látek cejnového pásma a významně převažuje nad erozí a transportem. Přesto je množství vodou unášených látek dosti značné a vyvolává v těchto pásmech více či méně trvalý zákal, na kterém se však díky vysoké úživnosti tohoto pásma může podílet i fytoplankton autochtonního, nebo častěji allochtonního původu (vegetační zbarvení). Tok řeky je obvykle široký a hluboký a vytváří meandry, které snižují spád koryta do 0,8 ‰ a zpomalují rychlost proudu. Umělým či přirozeným způsobem vznikají v okolí toků cejnového pásma ramena. Voda se dosti prohřívá a dosahuje v létě teplot až 25 °C. S tím souvisí i poměrně málo vyrovnané kyslíkové poměry, které dosahují obvykle hranice 80 % nasycení, ale díky fotosyntetické asimilaci mikroskopických i vyšších vodních rostlin mohou za slunečných letních dnů vysoko překračovat i hranici 100 %. Koncentrace organických látek ve vodě je vyšší než v předcházejících pásmech, avšak nepřesahuje 4,5 mg.l⁻¹O₂ v BSK₅ (s podmínkou, že voda není znečištěna lidskou činností).

Ve vodě i v nárostech na dně převažují rozsivky a zelené řasy chlorokokální. V mělkých prosvětlených partiích se rozrůstají bohaté trsy vodních makrofyt (stolítek, růžkatec, rdesty), v příbřežních partiích tvrdé porosty (zblochan, puškvorec, rákos). Druhové složení

zoobentosu se různí podle charakteru dna - v dnových sedimentech žijí nitěnky, velevrubi a larvy pakomárů, v proudnějších úsecích s tvrdším dnem larvy chrostíků, pijavky a larvy střechatek. V pevných březích se zahrabávají larvy některých druhů jepic.

Ichtyofauna cejnového pásma je po kvantitativní i kvalitativní stránce nejbohatší ze všech pásem a stoupá se stoupající trofii vody v dolních úsecích. Charakteristickými druhy jsou především zástupci kaprovitých - cejn obecný, kapr obecný, cejnek malý, karas obecný, plotice obecná, bolen dravý, jelec tloušť, jelec jesen, parma obecná, hrouzek obecný a ouklej obecná, z dravců sumec velký, štika obecná, candát obecný a další druhy. Abundance ryb parmového pásma dosahuje několika tisíc kusů na hektar a biomasa často až 1 000 kg/ha.

Ve sledované oblasti lze rozlišit všechna výše uvedená rybí pásma. Některá jsou zastoupena jen částečnými fragmenty toku. Nejvýznamnější část sledované oblasti lze však zařadit do cejnového pásma.

V meziobdobí 1918 - 1945 byly ichtyofaunistické práce výjimkou, poněvadž se mylně předpokládalo, že rozšíření různých rybích druhů u nás je dostatečně známé.

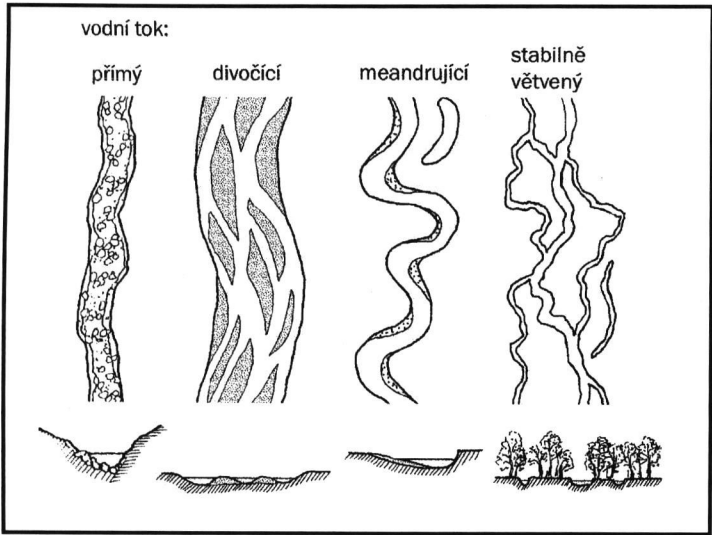
Že tomu tak není, ukázaly studie Mahena z let 1927 a 1929 - 1931, Dyka z roku 1932 a 1938 a Vladykova z roku 1930 a 1931. Hykešovy soupisy ryb z roku 1921 a 1922 vycházely jen z literárních údajů, které nemohly být prověřeny na skutečném dokladovém materiálu. Prvé nálezy vzácnějších druhů ryb u nás začal uveřejňovat Oliva a od roku 1950 i Dyk. Postupně přibývali další početní autoři (Balon E.; Baruš V.; Bastl I.; Blahák P.; Brtek J.; Čihař J.; Dobčík B.; Dorko J.; Dyková S.; Flasar I.; Frank S.; Hartvich P.; Hensel K.; Hochman L.; Holčík J.; Hradil V.; Jirásek J.; Kálal L.; Kirka A.; Kopáček L.; Koščo J.; Kux Z.; Lelek A.; Leontovič J.; Libosvářský J.; Lohnický K.; Lucký Z.; Lusk S.; Makara A.; Mišík V.; Nagy Š.; Nápravník V.; Novák J.; Oliva O.; Olejář S.; Peráz M.; Pivnička K.; Podhradský V.; Ráb P.; Romanovský A.; Roux A.; Sedlár J.; Skácel L.; Šafránek V.; Vladykov V.; Vostradovský J.; Vostradovská M.; Vranovský M.; Žitňan R.).

Ichtyologický výzkum v zájmové oblasti prováděl Drbal et Bastl (1988), Hanák et al. (1988), Hartvich (1982, 1983, 1984), Hartvich et al. (1978, 1998a, 1998b, 2004), Hartvich et Kroupa (1989), Hartvich et Krupauer (1990), Hartvich et Lusk (2000), Hartvich et Přibáň (1988), Hartvich et Šašková (1988), Holub et Dvořák (2003), Holub et al. (2004a, 2004b), Kotrč (1989), Lusk et al. (2004), Prach et al. (1996d), Ráb et al. (2000), Tejčka (1924).

3.2.2. Základní geomorfologické typy vodních toků

Uceleně podle Justa et al. (2005), ale i dalších (Kemal 1991; Kern 1994; Mačka 2004; Šindlar 1997), patří mezi základní geomorfologické typy vodních toků (viz obr. 1) následující 4 kategorie.

Obr. 1: Základní geomorfologické typy vodních toků (převzato a upraveno dle Justa et al. 2005)



Vodní tok s přímým korytem

Do této kategorie mohou spadat i méně zvlněná koryta. Za hranici mezi přímými a meandrujícími koryty se zpravidla bere hodnota křivolakosti 1,5 (poměr délky trasy koryta k délce údolí v tomtéž úseku). Přirozeně odpovídá přímé koryto horním, horským úsekům toků s velkými podélnými sklony, nad 2 %. Charakter koryta určuje zejména kombinace velkých podélných sklonů a hrubozrnných splavenin, která nepodporuje výraznější a stabilnější zvlnění trasy koryta. Velká kinetická energie proudění neumožňuje vznik výraznějších meandrů, protože by je prořezávala. Energie se disipuje vydatným transportem hrubozrnných splavenin v podélném směru a překonáváním velké drsnosti koryta. Vzhledem k odolnosti skalního nebo hrubozrnného kamenitého materiálu dna bývá koryto poměrně mělké a široké, poměr šířky k hloubce může dosahovat až 60 : 1. Díky šířce a mělkosti je koryto schopno odvádět běžné i velké průtoky, aniž by se potřebovalo tvarově diferencovat v korytu běžných průtoků a vnější, povodňové koryto (Just et al. 2005).

Divočící tok

Celkově mělké koryto divočícího toku je rozloženo do širokého pásma, v němž se vodní proud za menších průtoků nestabilně rozděluje do více pramenů, probíhajících v členitém systému šterkových lavic. Větší průtoky zaplňují prakticky celou plochu nivy, jejíž povrch následkem toho tvoří čerstvé naplaveniny. V nivě téměř chybějí nivní půdy a sedimenty starých ramen. Tento typ se vyvíjí zejména v podhorských oblastech středních podélných sklonů, zhruba od 0,5 do 4 %, v nivě, která je díky silné břehové erozi bohatě vyplněna hrubozrnným šterkovým materiálem. Detailní povrch koryta, tvořený členitě obtékanými šterkovými lavicemi, je nestabilní, stejně jako celé koryto, které může projevovat silnou tendenci k posunům do stran. Tento druh koryt je zřetelně formován velkými povodňovými průtoky, které se výrazně odlišují od průtoků běžných – lze říci, že členité vnitřní tvary koryta vystupují běžně nad hladinu, neboť v korytě je za běžných průtoků „málo“ vody (Just et al. 2005).

Meandrující tok

V mírnějších podélných sklonech, kde již není kinetická energie proudění tak velká, a kde je materiál břehů koryta natolik poddajný, aby umožnil vytváření oblouků (meandrů), dochází k výraznému zvlnění trasy toku (Šindlar 1997). Přestože meandrování je stále předmětem výzkumů a odborných diskuzí, lze obecně říci, že se jedná o vlnění koryta v poměrně pravidelných protisměrných obloucích formou, jaká je v přírodě obvyklá pro způsob tlumení energie - harmonické kmitání. Běžně se meandrace rozvíjí tam, kde je v údolí k dispozici určitá šířka nivy a podélný sklon je zhruba do 2 %. Podrobný charakter meandrace závisí na místních podmínkách. V pasážích s většími podélnými sklony, v horní oblasti sklonů umožňujících meandraci, s dostatkem transportovatelného materiálu, se v hrubších, šterkových a kamenitých sedimentech vytvářejí méně stabilní tvary s rychleji putujícími meandry - *wandering meanders* (Gordon et al. 1998). Jde o přechodné formy mezi divočícím tokem a klasickou nížinnou meandrací. V údolích s užším nivním pásem, tedy zpravidla také v oblasti větších a středních podélných sklonů, je rozvoj meandrace omezován svahy údolí, oblouky koryta křížují údolím od jednoho svahu ke druhému - *confined meanders*. V širších údolích s malými podélnými sklony, kde převažuje jemný materiál nivy a tok ukládá jemnější sedimenty, se dramatizuje zakřivení meandrů - *serpentine meanders*, až po vinutí některých úseků trasy do protisměru - *tortuous meanders*. V těchto podmínkách bývají meandrující koryta také relativně hlubší, než je tomu ve sklonitějších částech údolí s hrubším materiálem (Kern 1994).

Tvary meandrů jsou podle Justa et al. (2005) velmi proměnlivé. Vyskytují se tvary zhruba půlkruhové, až smyčky natočené do protisměru. Typické znaky detailního tvarování meandrujících koryt jsou:

- ⇒ strmější až místy - v soudržnějších zeminách - svislé svahy nárazových břehů v obloucích;
- ⇒ výmoly (prohlubně, tůně) v obloucích, v patách strmějších nárazových břehů;
- ⇒ mírně sklonité svahy vnitřních břehů v obloucích, tvořené jazyky usazenin (jesepy);
- ⇒ v přechodech mezi oblouky (inflexích) symetričtější příčný profil koryta s kamenitým proudným místem (brodem).

Toto tvarování je produktem dynamického vývoje rychlostí proudění a eroze v korytě, a to zejména za větších, korytotvorných průtoků. Detailně se střídají větší a menší rychlosti proudění a také místa erozní a ukládací. Hlavními erozními místy a produkty eroze jsou strmé svahy nárazových břehů a při nich vyvinuté tůně. Tyto tvary ovšem současně erozi usměrňují - chrání koryto před hloubkovou erozí a orientují erozní schopnost vodního toku na erozi stranovou. Výmol působí jako tlumič sil schopných vyvolávat hloubkovou erozi a strmý nárazový svah je „nastaven“ erozi stranové. Takto je meandrování stále živé, a přitom nemívá tendenci přecházet v hloubkovou erozi (Welch 1985).

Ovšem přirozenému meandrování je vlastní velká členitost a nepravidelnost. Tak i právě popsané typické znaky nejsou v přírodních korytech žádným železným zákonem. V běžném korytě se také překrývají tvary, které vznikaly v různém čase a v různých fázích korytotvorného procesu. Platnost základních vzorů potvrzuje mimořádně velké množství výjimek, díky čemuž jsou přírodní toky tak rozmanité a bohaté (Just et al. 2005).

Stabilně větvený (anastomózní) tok

Podobně jako v případě divočení se tok rozděluje do více ramen, ovšem toto větvení je stabilní. Mezi jednotlivými rameny nevznikají pohyblivé šterkové lavice, ale stabilní větší ostrovy, setrvávající nad vodou i za kapacitního plnění koryta (korytotvorného průtoku), pokryté trvalou vegetací. Případně se vodní tok rozvětčuje v ramena, vedoucí samostatně i po celé kilometry říční trati. Jde nejčastěji o nížinné pasáže řek, které se vyznačují relativně malou unášecí schopností proudu a břehy odolnými vůči erozi. Zvláštním případem větvení jsou výletní delty řek. Vznik ramen a ostrovů se vysvětluje nejčastěji náhlým odbočením koryta, k němuž dojde za povodně. Větvení se může vyskytnout nejspíše v podmínkách výrazně sezónního hydrologického režimu a v relativně odolném nivním materiálu (Just et al. 2005).

3.2.3. Ekologické vlastnosti koryt vodních toků

Na skutečnost, zda je koryto potoka či řeky vhodným biotopem pro živočichy má zcela zásadní vliv mnoho faktorů, počínaje kvalitou vody a konče charakterem širšího okolí toku (Králová 2001). V této subkapitole je snahou nastínit zejména charakter koryta a souvislost mezi jeho parametry a druhovou diverzitou živočichů, kteří ho obývají. Stranou jsou ponechány i tak důležité limitující faktory, jako je např. čistota vody, a důraz je kladen především na morfologické vlastnosti koryt a jejich vztah k výskytu různých skupin živočichů.

Hned na začátku je třeba zdůraznit jednu skutečnost - samotný počet druhů neodráží vždy ekologické, popř. ochranné hodnoty toku - mnohem důležitější je, o které druhy se jedná, zda do toku daných parametrů a v dané oblasti patří apod.

Pokud pomineme již zmíněnou kvalitu vody, popř. charakter širšího okolí vodoteče, je ekologická hodnota vodního toku a přilehlých ploch závislá na morfologii koryta a jeho břehů a na možnostech rozlivu vody do okolí toku při zvýšených průtocích (tento jev umožňuje existenci často velmi druhově bohatých a ochranný významných rostlinných a živočišných společenstev). Tender et Novotná (1999) upozorňují, že nelze opomenout ani obousměrnou migrační prostupnost vodních toků.

Členitost koryt

Členitost vodního toku je jedním z nejdůležitějších faktorů, rozhodujících o jeho oživení. Členitost meliorovaných, napřímených, popřípadě dlážděných koryt s jednotnou hloubkou vody a často velmi silným proudem je minimální - stejně tak je i velmi malý počet druhů živočichů, kteří takovému biotopu dlouhodobě osidlují. Důvodem je mimo jiné absence vhodných úkrytů, uniformita toku, často velmi rychlé proudění vody bez klidových zón, apod. Stačí však, aby došlo např. k narušení opevnění a jeho sesunu na dno koryta, a situace se často začíná diametrálně měnit - vytvářejí se zde totiž úkryty pro vodní živočichy, spadané opevnění rozbíjí proud, vytváří v toku klidové zóny a v tu chvíli se již i takovýto potok může stát biotopem pro mnohem větší množství živočichů. Objevují se zde například larvy vodního hmyzu, mohou se vyskytnout i některé druhy ryb a v mnoha takovýchto korytech se setkáváme např. s velmi početnými populacemi raků, kterým rozbité opevnění se škvírami nabízí vhodné úkryty. Podobný efekt mohou mít kořenové systémy náletů dřevin, zasahující do vody, napadané větve a podobně (Patt et al. 1998; Just et al. 2005). Jinými slovy - čím je koryto členitější, tím větší nabízí počet různých mikrohabitatů a tím větší je i počet druhů živočichů, které zde mohou žít. V následujících subkapitolách jsou uvedeny nejvýznamnější prvky, tvořící členitost koryta a jejich význam pro oživení toku. Řada autorů (Cox et Welcomme 1998; Just 2001a, 2001b, 2002; Just et al. 2003; Welcomme 1975, 1979, 1983, 1985; Welcomme et al. 2006) ve svých pracích zmiňují důležitost těchto prvků a shodují se na následujícím rozdělení, které shrnul a uceleně podává Just et al. (2005).

Střídání různě proudných míst

Podle Justa et al. (2005) je velmi důležitým předpokladem pro bohaté oživení koryta střídání míst s různě silným proudem.

- ⇒ Umožňuje tak život širšímu spektru živočichů - některé druhy živočichů jsou vázány na proudné úseky toků, jiné druhy naopak přednostně vyhledávají klidnější úseky, tůně, apod.
- ⇒ V rychleji proudících a kamenitých úsecích toků dochází k lepšímu prokysličování vody, což má vliv na chemismus toku a na jeho ekologické vlastnosti.
- ⇒ V klidnějších úsecích dochází k usazování sedimentů, na které je vázáno značné množství druhů živočichů i rostlin.

Střídání hloubek

Cox et Welcomme (1998); Just et al. (2005); Welcomme (1983, 1985) považují za velmi důležitý faktor, který má vliv na druhovou diverzitu toku, hloubkovou členitost toku.

- ⇒ Umožňuje život většímu počtu druhů organismů, osidlujících různé typy mikrohabitatů. Např. vranky vyhledávají po většinu roku mělké a proudné úseky toků, mnoho druhů ryb naopak upřednostňuje klidné, hlubší tůně. U značného množství druhů ryb se pak preference pro různé typy prostředí mění např. v závislosti na jejich stáří - plůdek často vyhledává mělké, prosluněné a klidné části koryt, zatímco dospělci žijí v hlubších partiích. Také místa tření se většinou liší od míst, která ryby využívají po zbytek roku.
- ⇒ Přítomnost hlubších úseků je nutná pro zdárné zimování vodních živočichů; i druhy, využívající po většinu roku mělké partie toku, musejí na zimu vyhledat nepromrzající, hlubší místa. Jinak jim hrozí, že při zamrznutí celého mělkého úseku toku uhynou (výjimku tvoří živočichové, kteří mají schopnost přežít zimu zahrabání hluboko v substrátu dna - např. larvy hmyzu).

Sedimenty - písek, štěrky, jemné organické materiály

Podle Justa et al. (2005) a Welcommeho (1983) je možnost ukládání různých náplavů štěrku, písku, popř. jemných organických sedimentů také jedním z velmi důležitých aspektů, majících vliv na oživení toku i jeho okolí. Například jemné organické náplavy jsou základní podmínkou pro vývoj larev mihulí, žije v nich mnoho druhů bezobratlých živočichů apod. Náplavy mimo jiné hloubkově diverzifikují tok, oddělují různé laguny s klidným prouděním a vytvářejí rozsáhlé plochy s mělkou, prohrátou vodou. Štěrkové lavice pak mohou vytvářet i vhodné prostředí pro jiné než vodní živočichy.

Unikátní situace nastala např. v části toku Berounky po povodni v roce 2002 - mohutné štěrkové lavice představovaly mimo jiné ideální stanoviště pro dnes již velmi vzácnou ichtyofágní užovku podplamatou, jejíž populace tento nový typ prostředí velmi rychle osídlily, avšak v rámci likvidace tak zvaných povodňových škod však byl tento ojedinělý fenomén z Berounky opět rychle odstraněn (Just et al. 2005).

Úkryty

Jedním z nejdůležitějších faktorů, rozhodujících o budoucím oživení toku, je přítomnost různých úkrytů pro vodní živočichy. Podle Cowxe et Welcommeho (1998), Justa et al. (2005), Welcommeho (1983, 1985) mohou pro vodní živočichy sloužit jako úkryty například kameny, kořenové systémy stromů, břehové kapsy a nátrže.

- **Kameny**, resp. volné prostory pod nimi, slouží v toku jako úkryty pro velmi široké spektrum živočichů, počínaje drobnými bezobratlými, jako jsou například různé druhy ploštěnek nebo kroužkoců, přes larvy hmyzu (chrostíci, jepice...) a konče např. pro raky nebo některé druhy ryb (vranky, mřenky...). Kameny v říčních korytech mají i další význam - rozbíjejí proud - tišinky za nimi jsou významnými odpočinkovými místy pro ryby, velmi důležitou roli hrají i při prokysličování vody, která přes ně přepadává v mělkých úsecích. Nakupením většího množství kamenů v toku vznikají přirozené hrázky, které vzdouvají vodu a zpomalují tak proudění.
- **Kořenové systémy** stromů nejen zpevňují břehy vodních toků a brání tak změnám jejich tras často mnohem lépe, než umělé zásahy, ale také vytvářejí obrovské množství úkrytů pro živočichy. V případě, že zasahují do vody, jsou využívány jako úkryty pro raky nebo ryby, dutiny mezi kořeny na souši pak může využívat jako stálé nebo přechodné úkryty i široké spektrum suchozemských nebo semiakvatických druhů (bezobratlí, obojživelníci, plazi, ptáci a drobní savci).
- **Podemleté břehy** potoků a říček představují velmi významné úkryty a odpočinkové zóny pro většinu vodních organismů.
- Významným fenoménem u přirozeně fungujících vodních koryt jsou i **napadané kmeny a větve stromů**. Nejen, že mohou představovat potenciální úkryty pro vodní živočichy, ale jejich význam tkví zejména v tom, že přirozeným způsobem přehrazují toky, zpomalují proud a umožňují vnik tůní, ukládání náplavů apod. Často iniciují i změnu trasy koryta a následný vznik částečně nebo zcela oddělených ramen. Ta pak mohou sloužit, na rozdíl od vlastního vodního toku, jako velmi atraktivní stanoviště pro život mnoha druhů, vázaných na stojaté vody. Mohou zde žít vodní rostliny, vyskytuje se zde mnoho druhů bezobratlých nebo mohou být využívány jako reprodukční stanoviště některými druhy obojživelníků. Odstraňování padlých kmenů z přirozených vodních toků je proto ve volné krajině z ekologického hlediska nežádoucí.
- Velmi významným a specifickým typem úkrytů jsou i **napadané listy stromů** - vrstvy opadaného listí mohou být vhodným prostředím k zimování některých druhů vodních živočichů nebo mohou představovat sezónní typ úkrytu například pro raky nebo drobné druhy ryb, jako je střevle potoční nebo mřenka mramorovaná. Do toku se tímto způsobem dostává i organický materiál, který se později stává součástí organických náplavů.

3.3. Vody v inundačním území

Většina toků doprovází užší či širší říční niva, silně specifické prostředí, které plní významnou funkci v krajině.

3.3.1. Údolní niva jako specifický ekosystém

Za říční nivu lze považovat oblast podél toku, která je nebo v historické době byla pod přímým vlivem záplav. U širších toků s vyvinutým terasovým systémem (je to území mezi prvními terasami). Říční nivy jsou specifickým, vnitrozemským ekosystémem, který můžeme považovat za ekoton (přechod) mezi suchozemským a vodním prostředím (Prach et al. 2003).

Říční nivy jsou součástí širší pojatého říčního fenoménu. Tím se označují přírodní kontrasty říčního údolí. Na jedné straně spektra údolních typů leží kaňony s výrazným vertikálním rozměrem, na druhém pak rozsáhlé, ploché nivy se zdůrazněným rozměrem horizontálním. Ploché říční nivy tak vytvářejí v krajině určitý protějšek či doplněk k hluboce zaříznutým údolím. Ovšem i taková údolí mají na svém dně třeba i jen úzkou nivu (Welcomme 1979; Dawson et al. 1996).

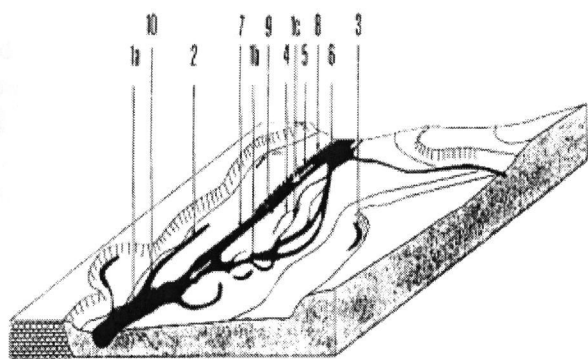
Jedním z hlavních rysů říčního fenoménu je vysoká rozmanitost (diverzita) abiotického prostředí i organismů na ně vázaných. V případě ploché nivy je rozmanitost dána hlavně horizontální rozmanitostí geomorfologických tvarů, vytvořených sedimentační a erozní činností vody během let (periodické a trvalé tůně v depresích, slepá ramena, vyzdvížené náplavy), přičemž hlavním faktorem prostředí je zde hladina podzemní a povrchové vody a její kolísání. Nutné je zde zmínit vysokou propojenost jednotlivých složek nivy (Prach et al. 2003).

Holčík (1998a) hovoří o vnitrozemské deltě, která vzniká tam, kde sklon (spádový gradient) koryta řeky prudce klesá, rychlost proudu se zpomaluje, klesá jeho unášecí schopnost a nastává usazování drobných unášených částí i hrubšího materiálu vymletého erozí z výše položených úseků. Tvoří se nánosy, ve kterých si řeka musí razit koryto. Tak vznikají meandry, které časem mění tvar, spojení s řekou, plochu a hydrologický režim.

3.3.2. Typy vodního prostředí v inundačním území

Sezónní charakter hydrologického režimu vychází ze sezónního cyklu vysokých a nízkých stavů vody na velké části záplavové nížiny. Hydrologické, hydrochemické a hydrobiologické charakteristiky vodních těles v záplavových nížinách způsobují extrémní změny, a mají za následek stálý posun pestrosti biotopu, který tvoří ekosystém říční záplavové nížiny. Se zřetelem na hydrologický režim se zde setkáváme se 2 složkami - tekoucí (lotickou) a klidovou (lenitickou) složkou, kterou představují různé typy stojatých vod (Bedient et Huber 2002; Julien 2002; Welcomme 1979, 1983, 1985). Typologií vodních těles záplavové nížiny, založené převážně na hydrologickém režimu, se u nás zabývali Brtek et Rothschein (1964), Hartman et al. (1998), Husák (1984), Jakrllová et Pelikán (1999), Odum (1977), Šrámek-Hušek (1951, 1958), Vranovský (1984), Rulík et al. (1996). Klasifikační systém založený na geomorfologické, hydrologické a ekologické analýze předložil Roux (1982); Amoros et Roux (1988) a Amoros et al. (1987); jeho nižší kategorie jsou označovány jako funkční celky (viz následující obr. 2).

Obr. 2: Typy vodního prostředí v regulovaném záplavovém říčním ekosystému



- 1a - hlavní koryto (eupotamon)
- 1b - původní koryto (eupotamon)
- 1c - vedlejší rameno (eupotamon)
- 2 - slepé rameno (parapotamon)
- 3 - staré rameno (paleopotamon)
- 4 - staré rameno, pořiční telma (plesiotamon)
- 5 - nadúrovňový přívodní kanál
- 6 - nádrž
- 7 - vývaz
- 8 - průsakový kanál
- 9 - přehradní zeď
- 10 - příčné regulační stavby

Tato klasifikace vychází ze situace na řece Rhóne ve Francii a bylo využito i početných údajů ze Slovenské republiky a České republiky: (Balon 1955, 1966a, 1966b; Holčík 1968, 1969, 1970; Holčík et Bastl 1972, 1973, 1977; Holčík et Hruška 1981; Oliva 1955a, 1955b, 1960; Vranovský 1984) a řady dalších.

Holčík (1998a) uvádí následující funkční celky s podrobnou charakteristikou.

Eupotamon

Jde o hlavní tok řeky, meandrující úseky a jeho boční ramena oboustranně spojená s hlavním tokem. Tyto ramena jsou stále průtočná. Dno je kamenité, šterkovité nebo jej tvoří hrubý písek. Kyslíková a teplotní stratifikace se vyskytuje pouze ve velmi hlubokých úsecích toku. Makrofyty chybí, fytoplankton se skládá jen z unášených rozsivek. Ze zooplanktonu převládají prvoci a výrňici, jeho biomasa je nízká. Ze zoobentosu převládají litoreofilní druhy, jeho biomasa je rovněž nízká. Rybí společenstvo je charakterizováno přítomností pelagofilních a dominancí litofilních a fytofilních druhů. Celková abundance a ichtyomasa je nízká.

Parapotamon

Jde o postranní ramena lemující tok, která jsou ve stálém spojení svým dolním koncem s hlavním korytem toku. Ramena jsou napájena vodou z hlavního koryta a nebo vodou spodní. Dno je pokryto vrstvou šterku, písku a naplavenin. Vodní sloupec může vykazovat teplotní i kyslíkovou stratifikaci. Výskyt makrofyt je v omezeném množství. Fytoplankton je bohatý, skládající se z rozsivek a zelených řas. Ze zoobentosu převládají druhy proudomilné, vázané na písčité podklad. Ze zooplanktonu převládají výrňici a prvoci, jejichž biomasa je vysoká. Ve společenstvu ryb dominují fytofilní, fytolitofilní a litofilní druhy ryb jejichž ichtyomasa je průměrná.

Plesiotamon

Jde o stálé nebo dočasné stojaté vody, které ztratily trvalé spojení s hlavním tokem. Jsou napájené spodní vodou nebo průsakem z hlavního koryta. Jejich velikost se zvyšuje nebo snižuje podle hydrologických podmínek. Dno je pokryto naplaveninami a jílem. Je zde častá teplotní a kyslíková stratifikace. Častý je i vysoký výskyt makrofyt. Fytoplankton tvoří různé skupiny, jeho početnost i biomasa je vysoká. Ze zoobentosu převládají fytofilní a pelofilní druhy o vysoké početnosti i biomase. Vysoké početnosti a biomasy dosahuje i zooplankton. V ichtyofauně dominují druhy fytofilní a fytolitofilní. Hodnoty ichtyomasy kolísají od nízké až po velmi vysoké.

Paleopotamon

Zahrnuje trvalé stojaté vody vytvořené změnou koryta řeky. Tyto vody jsou napájené spodní vodou a nebo jen zřídka jsou zaplavovány vodou z hlavního koryta. Dno je pokryto plaveninami a jílem; teplotní a kyslíková stratifikace je velmi výrazná. Zpravidla jsou zarostlá makrofyty. Hodnoty druhového složení, abundance i biomasy fytoplanktonu jsou velmi nízké. Ze zoobentosu dominují pelofilní a litofilní druhy. Biomasa zooplanktonu je nízká. Rybí společenstvo se skládá z malého počtu druhů, silně převládají fytofilní druhy a druhy ochraňující potomstvo. Ichtyomasa bývá velmi vysoká.

Pseudopotamon

Cowx et Welcomme (1998) uvádí kromě výše uvedených funkčních celků ještě Pseudopotamon. Jde o stálé nebo dočasné stojaté vody (při vyšších průtocích mohou být i tekoucí), které mají trvalé nebo dočasné spojení s hlavním tokem. Jedná se zejména o kanály (i uměle vytvořené), které přivádějí vodu do parapotamonů.

V této práci bylo použito výše uvedené členění do funkčních celků, i když Adámek (1997) rozlišuje čtyři akvatické fáze vývoje říčních ramen. Mimo hlavní tok uvádí slepé rameno, mrtvé rameno a staré rameno.

Přirozeným procesem stálého zvyšování obsahu organické hmoty ve vodě a sedimentech však dochází k jevu, který označujeme jako stárnutí ramen. To vede k poklesu jejich produktivity, a tím i rybochovné hodnoty, a nezřídka končí i jejich zánikem. Nově vzniklé rameno označujeme obvykle jako slepé. U těchto ramen zůstává ve větší či menší míře zachována komunikace s tokem. Při nově prováděných úpravách toků bývá zajištěna i možnost regulace průtoku vody těmito rameny. Propláchnutí ramene v období zvýšených průtoků v řece umožňuje snížení kumulace organické hmoty v rameni a oddaluje tím významně jeho stárnutí. Velký význam má udržení vodního spojení ramen s původním tokem pro migrace ryb (Adámek 1997; Baruš et Oliva 1995a).

Zvláště markantním dokladem tohoto významu jsou ramena v nivě Lužnice, do kterých vplouvají při vyšších vodních stavech pohlavně dospělé ryby a rozmnožují se zde. Ramena pak slouží jako přirozená zásobárna mladších ročníků ryb (refugia), které v tomtéž období migrují zpět do hlavního toku (Holub et al. 2004b).

Podle sledování v PR Horní Lužnici existuje i určitá vyhraněnost některých druhů při výběru stanoviště i při migracích za povodní. Nejrychleji migrují na nová stanoviště všech typů vod v zaplavovaném území plotice, okoun a štika. Slepá ramena preferuje cejn a kapr, podmínkou je, aby větší část těchto ramen měla hloubku větší než jeden metr. Reofilní druhy ryb migrují na zaplavovaná území, avšak při klesajícím průtoku se většinou vracejí zpátky do toku (Holub et al. 2004b; Hartvich et Šašková 1988; Prach et al. 2003).

V případě, že přímé vodní spojení s řekou neexistuje nebo se přeruší (zanášením, zarůstáním apod.), vzniká tzv. mrtvé rameno, které komunikuje s původním tokem pouze za zvýšených vodních stavů při povodních (Adámek 1997).

Výstavbou přehradních nádrží a regulačními úpravami toků byly u nás v současnosti povodňové stavy prakticky eliminovány, proto většina dříve mrtvých ramen dnes patří do kategorie tzv. starých ramen, která jsou zcela bez spojení s řekou. Jejich závažným nedostatkem je, že zde dochází k hromadění organické hmoty, a tím i k procesu stárnutí (Adámek 1997).

Baruš et Oliva (1995a) navíc hovoří o tůních ještě jako o přirozených nebo umělých vodních biotopech menšího plošného významu, které nelze vypustit.

Mohou to být dlouhou dobu odstavená nebo slepá ramena, častěji jsou to však plochy vzniklé zatopením menších lomů, pískoven a podobně. Jejich původ ve značné míře určuje i vlastnosti takto vzniklého vodního biotopu. Tůně jsou uzavřené vodní systémy, které z hlediska rybářského mají pouze omezený místní význam. Rybí osídlení typických tůní tvoří obvykle plotice obecná (*Rutilus rutilus*), perlín ostrobřichý (*Scardinius erythrophthalmus*),

karas obecný (*Carassius carassius*), cejn velký (*Abramis brama*), cejnek malý (*Blicca bjoerkna*), lín obecný (*Tinca tinca*) a štika obecná (*Esox lucius*). V některých tůňích jsou častými druhy piskoř pruhovaný (*Misgurnus fossilis*), hořavka duhová (*Rhodeus sericeus*) a okoun říční (*Perca fluviatilis*).

Odum (1977) definuje tůň jako malou vodní plochu, jejíž litorální pásmo je poměrně velké a limnetické a profundální pásmo je malé nebo chybí. Taková definice většiny tůň odpovídá, ale není bezrozporná: zastíněné tůně například žádný litorál charakterizovaný výskytem makrofyt nemají, přesto však vzhledem k jejich velikosti a malé hloubce nelze pochybovat o tom, že tůňemi bezpochyby jsou.

Tůně se svým charakterem prakticky shodují se starými rameny (paleopotamon), ze kterých také pravděpodobně vznikly. Nejenom v hydrosystémech aluvia většiny našich toků se nacházejí i tůně periodické. Jasně rozlišení periodických tůň od tůň permanentních je na základě jejich hydrologického režimu (Schramm et Eggleton 2006). Z toho důvodu je toto rozdělení dosti problematické, protože periodické tůně mohou za jistých podmínek vysychat jen částečně, stejně tak mohou tůně stálé za jiných meteorologických podmínek úplně vyschnout. Proto jsou dnes oba typy biotopů rozlišovány na základě přítomnosti či absence organismů adaptovaných na vyschnutí (Williams 1996). Podle Pracha et al. (2003) lze v České republice rozlišit 2 typy periodických tůň. Jarní periodické tůně - vznikají v inundačních územích větších řek, a to během zvýšených jarních průtoků řeky, způsobených táním sněhu ve výše položených oblastech povodí. Období jejich zvodnění připadá v našich podmínkách nejčastěji na rozmezí měsíců únor až květen. Letní periodické tůně - vznikají v době silných letních dešťů, a to nejčastěji na polích, loukách a pastvinách. Herrmann (1997) výzkumem zjistil, že druhová diverzita periodických tůň je výrazně vyšší než u tůň stálých. Prach (1991) tvrdí, že druhová diverzita tůň vzrůstá s délkou její akvatické fáze.

3.3.3. Přirozené rozlivy v inundačním území řek

Jarní povodňové rozlivy patřily odnepaměti k fenoménu nivní krajiny. Osídlení a obhospodařování s nimi počítaly a člověk dovedl využít jejich přínosů. V tomto století však naprostá většina našich toků ztratila schopnost přirozených rozlivů, a to v důsledku vodohospodářských úprav (povodňových hrází a kanalizace toku). Povodeň jakéhokoliv druhu dlouhodobě byla a většinou stále ještě je považována za nežádoucí jev, který je třeba z naší krajiny definitivně vymýtit (Hartvich et Šašková 1994).

Horní úsek řeky Lužnice od obce Halámky po hranici s Rakouskem si zachoval přirozený charakter toku (viz obr. 3).

Obr. 3: Letecký snímek záplavové oblasti řeky Lužnice (foto Ševčík J.)



Řeka meandruje a rozlévá se několikrát do roka do nivy, ohraničené říčními terasami. Zachoval se velký počet tůň a mrtvých ramen s velkou diverzitou společenstev vodních rostlin a živočichů. V evropském měřítku je takovýto stupeň zachování nivy výjimkou, umožňující studium fenoménu přirozených rozlivů (povodní) v říční nivě s přírodním charakterem (Holub et al. 2004a, 2004b).

Přirozené rozlivy v aluviu řek v takovýchto nivách jsou zpravidla vždy lokalizovány v neobydlených oblastech nivy - historické osídlení samozřejmě respektovalo povodeň jako přirozený fenomén a zemědělské usedlosti stojí na horní hraně říční terasy (Just 2002).

Prach et al. (2003) uvádí počet rozlivů a jejich celkové trvání na 141 ř. km řeky Lužnice za období od roku 1989 do 1995. Jeho zjištění jsou uvedeny v tab. 3, která udává počet rozlivů v jednotlivých letech a celkový počet dnů trvání rozlivů.

Tab. 3: Počet rozlivů a jejich celkové trvání na 141 ř. km řeky Lužnice v oblasti Lesní chalupy, Nová Ves nad Lužnicí

Rok	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Počet rozlivů	4	2	3	11	1	2	9
Celkové trvání rozlivů (dny)	11	7	21	60	25	30	102

Z tab. 3 je zřejmé, že doba trvání rozlivů se pohybovala od několika málo dnů až k několika týdnům. Pouze v jediném případě za celé toto sledované období se však jednalo o situaci, kdy byl vyhlášen stav ohrožení (léto 1991).

3.3.4. Katastrofální povodeň v roce 2002

Volně podle zpráv ČHMÚ byla povodeň v srpnu roku 2002 typickým, i když extrémním příkladem, velké letní povodně způsobené rozsáhlými regionálními srážkami. Z hlediska jejích příčin, rozsahu extrémnosti povodňových jevů se dá srovnávat pouze s povodněmi v letech 1890 a 1997. Povodeň v červenci 1997 v povodí Odry a Moravy měla velmi obdobný průběh. Byla také způsobena dvěma vlnami srážek, které byly v součtu ještě větší než v srpnu 2002. Tato povodeň byla charakteristická opět dvěma vlnami srážek, které se vyskytly brzy po sobě (s odstupem 3 dní) a měly velký plošný rozsah. Druhá vlna srážek spadla již do nasyceného povodí a vyvolala velmi rychlé a extrémní odtoky. Extrémní srážky v jednotlivých místech netrvaly déle než dva dny. Během první vlny srážky zasáhly pouze jižní a západní Čechy, zatímco při druhé vlně se srážky postupně rozšířily na celé Čechy a poté se stěhovaly směrem na východ.

První vlna povodně byla nejvýraznější na povodí Malše, horní Lužnice, střední Otavy s přítoky Volyňkou a Blanící. Doba opakování kulminačních průtoků na Malši přesáhla 500 let, Vltava pod Malší kulminovala na úrovni 500 - 1 000letých průtoků. Na horní Lužnici byl maximální průtok zhruba na 50letých hodnotách. Střední a dolní Otava s přítoky kulminovala zpravidla na hodnotách průtoků 20letých. Kulminace na ostatních tocích byly na úrovni průtoků 1 - 10letých.

Významné srážkové úhrny se během první vlny srážek vyskytly i v povodí Berounky, a to zejména v horní části povodí (Úhlava, Úslava), ale i na povodí pravostranných přítoků na středním a dolním toku (Klabava, Litavka). Tato první vlna způsobila vzestup průtoků, ale podstatné bylo zejména nasycení povodí srážkami. V povodí Sázavy první vlna srážek zasáhla pouze povodí Želivky. Soustava nádrží v povodí průtoky zachytila, přítok do Sázavy byl jen mírně zvýšený.

Druhá, hlavní povodňová vlna, začala s nástupem druhé srážkové epizody v poledních hodinách v neděli 11. srpna. Srážky trvaly souvisle až do odpoledne 13. srpna a jejich velikost a plošný rozsah v souběhu s vysokým nasycením všech povodí po první vlně způsobily povodňové průtoky, které na většině pozorovaných toků dosud nebyly zaznamenány.

Kulminace nastaly nejčastěji během úterý 13. srpna. Na Vydře, horní Blanici, Volyňce, střední Otavě a Vltavě nad VD Lipno byly kulminace 12. srpna, na střední a dolní Lužnici 15. a 16. srpna. Z hlediska doby opakování byly průtoky nejvýznamnější na Vltavě na úseku od Českého Krumlova, zejména však pod ústím Malše v Českých Budějovicích, kde je doba opakování maximálního průtoku odhadována na více než 1 000 let. V říční síti Malše se celoplošně vyskytly maximální průtoky s dobou opakování až 200 - 500 let, v závěrovém profilu však i zde doba opakování přesáhla 1 000 let.

Průběh druhé povodňové vlny na Lužnici byl ovlivněn několika výjimečnými událostmi. V důsledku protržení hráze podél Lužnice do pískovny u Majdaleny se voda přesunula zcela mimo koryto Lužnice (mimo úsek, kde je vodoměrná stanice Pilař). Následkem dalšího protržení (Novořecké hráze) nastal nekontrolovatelný odtok téměř veškeré vody horní Lužnice z Nové řeky do Staré řeky, a tedy i do rybníka Rožmberk. Zde postupně nastala další kalamitní situace - tato nádrž s omezenou kapacitou přelivu byla přeplněna. Odtok z nádrže byl zvětšován různými opatřeními souběžně se zabezpečením podmáčené a přetížené hráze. Kulminační průtoky druhé vlny na střední a dolní Lužnici silně přesáhly svou dobou opakování 500letou hodnotu.

3.3.4.1. Rozlivy v inundačním území zpomalují rychlost povodňové vlny

Rozlivy zpomalují průtok rozvodněné řeky, a tím i odtok vody z krajiny, což vede k zmírnění intenzity povodňové vlny. Odtok je zpomalen díky vyššímu tření - hrubost povrchu nivy je nesrovnatelně vyšší než hrubost povrchu říčního koryta. Čím je niva strukturovanější, tj. čím více je v přírodním stavu, tím se tento efekt projevuje výrazněji. Povodňová vlna teče právě po povrchu nivy, nikoli korytem - při desetileté vodě pojme niva Lužnice na modelovém úseku 87 % vodní masy, při padesátileté 91 % a konečně při stoleté 92 %. Příkladem může být úsek horního toku Lužnice od státních hranic s Rakouskem až po město Suchdol nad Lužnicí (22 ř. km). Niva je v tomto úseku dlouhá 11 km a široká hruba 0,5 km, plocha území činí 550 ha. Takto velká plocha zaplavená 1 m vody pojme 5,5 mil. m³ vody (objem středně velké přehradní nádrže). Prach et al. (2003) odhaduje, že při dosud nejvyšší zaznamenané povodni v roce 2002 bylo v tomto úseku nivy zadrženo přibližně 9 mil. m³ vody, což představuje asi objem jednoho a půl rybníka Rožmberk při normálním vodním stavu.

Podobně v povodí Moravy a Odry (při povodni v roce 1997) zadržely 3 luhy třikrát větší objem vody než všechny nádrže v povodí těchto 2 toků. Objem vody zadržené při povodni na území 3 velkých komplexů polopřirozených (částečně revitalizovaných) nivních krajín na Moravě činil v roce 1997 minimálně 199 mil. m³ (CHKO Litovelské Pomoraví - 60 m³, CHKO Poodří - 89 milionů m³ a lužní lesy Soutok 50 - 60 milionů m³) proti 64,3 milionů m³ celkového ovladatelného zádržného prostoru všech nádrží v povodí Moravy a Odry dohromady (Petříček 1998; Pelc 1998). Pro zadržení povodně není totiž významný celkový retenční objem přehrady, ale pouze prostor v kritické době „prázdný“. Letní povodně z velkých srážek nelze (na rozdíl od povodní způsobených táním sněhu) předvídat a přehrady proto není možné včas částečně vypustit. Využití celkového retenčního objemu naopak vytváří při povodni riziko, jednak protržení hráze (byť ne příliš pravděpodobného), jednak při havarijním vypouštění nádrže s ohroženou stabilitou hráze. Takovéto havarijní vypouštění přehrady Šance způsobilo v některých oblastech Ostravska druhý neočekávaně rychlý vzestup hladiny v povodňové zátopě. Například celá vltavská kaskáda je tak schopna chránit Prahu proti 15leté povodni, vyšší průběh povodně však situaci ještě zhorší (Petříček 1998).

Na zpomalení povodňové vlny mají především vliv terénní deprese a absorpce vody v půdě.

Terénní deprese

Terénní deprese, v nichž se při dostatečném stavu vody tvoří tůň a mrtvá ramena, poskytují přirozený akumulací prostor, který se musí před vybřežením řeky z koryta či v zápětí po něm zaplnit. Podobně je pak vodou při návratu rozlivu zpět do koryta řeky zadržována v těchto depresích a odtéká velmi pomalu strouhami a infiltruje půdou nivy. Velikost tohoto akumulacího prostoru je velmi různorodá. Ve sledovaném území při povodňové vlně stoupá voda v tůních a mrtvých ramenech průměrně o 1 m. Podle leteckých snímků a mapy nivy (Černý 1994) lze odhadnout plochu trvale zatopených depresí v tomto úseku nivy na 30 ha, dalších 30 ha představují deprese zaplavované jen periodicky. Při vzestupu hladiny o 1 m na těchto 60 ha se ještě před vybřežením řeky z koryta akumuluje 0,6 mil. m³, což představuje objem malé přehrady. Akumulační doba tohoto prostoru závisí pochopitelně na velikosti průtoku. Padesátiletý průměrný průtok řeky Lužnice ve sledovaném profilu (Lesní chalupy) je 5,8 m³.s⁻¹. Koryto řeky zde pojme 7,5 m³.s⁻¹, ale již nad 6 m³.s⁻¹ dochází k nalévání bočních kanálů. Naplnění výše zmíněného akumulacího prostoru průtokem 3 m³.s⁻¹ trvá 55 hodin. Konkrétním příkladem může být situace ze dne 1. července roku 1987 nebo při první vlně povodně v roce 2002, kdy po vydatné, jednorázové srážce byla povodňová vlna rozložena do 3 až 4 dnů v modelovém profilu již 50 km od pramene (Prach et al. 2003).

V minulosti patřila snaha odvést povodňovou vodu co nejrychleji do říčního koryta neodmyslitelně ke strategii obhospodařování nivy. Odvedení povodňové vody mělo význam jak z hlediska lučního hospodaření a průchodnosti nivy, tak i ze zdravotních hledisek (rozmnožování komárů). Odvodnění zajišťovala síť odvodňovacích kanálů a struh, propojující jednotlivé tůně a říční ramena. Tato síť nebyla za minulého režimu většinou udržována, kanály se zanesly a zazemnily. Důsledkem bylo prodloužení trvání rozlivů a tím nárůst problémů s nimi spojených. Například kritizované dlouhodobé přetrvávání povodňových rozlivů v říčním korytě dolní Dyje bylo též důsledkem zastavení těžby šterkopísku a přerušením údržby systému lichtenštejnských odvodňovacích kanálů (Prach et al. 2003).

Absorpce vody v půdě

Na dosycení půdy vodou se spotřebuje zhruba 10 - 20 l vody na 1 m², záleží samozřejmě na předchozím nasycení. Na ploše modelového území (550 ha - 60 ha vodní plochy) to může představovat objem vody 52 000 - 104 000 m³. I tento objem hraje roli při rozkladu povodňové vlny, při absorpci 10 l vody na 1 m² rozložené do doby 1 dne představuje snížení průtoku o 600 l.s⁻¹ v prvním dni povodně (poté je již půda nasycena) (Prach et al. 1996d).

Výpar z rozlivů

Přehradní nádrž o ploše 50 ha vypaří v horkém letním dnu asi 2 500 m³ vody a sníží tak průtok o 29 l.s⁻¹. Rozlitím do plochy se výpar mnohonásobně zvýší. Rozlije-li se voda do plochy 550 ha mokřadního území (modelové území nivy Lužnice) zvýší se výpar na 27 500 m³, což představuje snížení průtoku o 300 l.s⁻¹. Tyto hodnoty mohou být ještě zvýšeny o transpiraci mokřadních porostů nivy, která činí zhruba 4 l.m².d⁻¹. Za předpokladu, že je zaplaven pouze povrch nivy, nikoli celá vegetace, sníží transpirace 550 ha záplavového území Lužnice průtok o dalších 255 l.s⁻¹ (Prach et al. 2003).

3.3.4.2. Rozlivy v inundačním území zvyšují samočisticí schopnost řeky

Zpomalení rychlosti proudu během rozlivu, malá relativní hloubka a velká plocha nivy vedou k sedimentaci látek, unášených povodní. Odnos těchto látek z povodí představuje trvalou ztrátu pro zemědělství a jejich přítomnost ve vodě zhoršuje její kvalitu. Draslík, hořčík, vápník a uhličitany jsou látky vyčerpátné a jejich konečná depozice na dně přehrad či moře je nenahraditelnou ztrátou. Dusičnany, amoniakální dusík a fosfáty způsobují

Zaplavení znamená ve svém důsledku odstranění stojaté vody včetně planktonního společenstva a transport nového inokula z řeky. V častěji zaplavovaných lokalitách proto najdeme říční fenomény jako je podobný chemismus vody (např. vysoké koncentrace dusičnanů), lentické druhy rozsivek a reofilní druhy ryb. Již během opadu povodňové vlny začíná probíhat autonomní vývoj částí nivy a po povrchové separaci tůní a mrtvých ramen pak začíná proces jejich diverzifikace (Prach et al. 2003).

Velké, zaplavené plochy nivy spojené s řekou, přestávají být brzy po svém rozlití homogenní, a to z hlediska chemismu, fytoplanktonu i ichtyofauny. V severní části velké malé rozlitiny Lužnice se na jaře 1996 vytvořilo vegetační zbarvení způsobené rozvojem bičíkovců *Cryptomonas marssonii*, *Rhodomonas pusilla*, *Cryptomonas curvata*, *Mallomonas* sp. a *Uroglena* sp. (pořadí podle zastoupení). Koncentrace chlorofylu *a* dosahovala v severní malé části vodní plochy až $250 \mu\text{g.l}^{-1}$, zatímco ve zbytku vodního tělesa pouze $4 \mu\text{g.l}^{-1}$, což byla hodnota shodná s korytem řeky. Měření vyloučila možnost, že by tento gradient chlorofylu mohl být způsoben například nestejnoměrným prohřátím rozlitiny, nestejnoměrným zastíněním vodní hladiny nebo nestejnoměrnou koncentrací živin. Jediným přijatelným vysvětlením tak zůstává to, že se populace bičíkovců rozvinuly na místě izolovaném od, byť i velmi slabého, proudění vody. Při dalším poklesu hladiny, kdy došlo k separaci rozlitiny na několik stálých tůní není pak samozřejmě řasové inokulum identické, což má zásadní vliv na vývoj fytoplanktonu a ichtyocenózy v těchto jednotlivých tůních. Separace od proudící řeky se záhy projevila zejména v rychlejší ohřívání vodního sloupce, redukci dusičnanů na jiné formy N a mírném vzestupu koncentrace fosfátů. Různá doba separace tůní má přirozeně za následek i časový posun v nastartování těchto procesů (Pithart 1999). Podobný proces diverzifikace chemismu, fytoplanktonu a ichtyocenózy byl sledován i po povodni v roce 1997 a 2002.

Podle Pitharta (1999) se po ústupu povodně v květnu 1997 rozdíly ve sledovaných parametrech chemismu a fytoplanktonu mezi jednotlivými tůněmi narůstaly o desítky až stovky procent. V zastíněných tůních se po opadu vody vyvíjí prokazatelně méně fytoplanktonu s daleko chudším druhovým zastoupením (dominují výhradně bičíkovci *Cryptophyceae*). Po separaci v nich dochází k úbytku kyslíku vzhledem k hodnotám v řece, kde se koncentrace kyslíku udržují na stejné úrovni. Naopak nezastíněné či polozastíněné tůně měly fytoplanktonu více - jak co do biomasy (chlorofyl *a*), tak i co do počtu druhů. Kromě bičíkovců se v nich prosadily i chlorokokální řasy, *Chrysophyceae* a *Euglenophyceae*. Následné olistění vegetace způsobilo v tůních s vyvinutým břehovým porostem zastínění a s ním související pokles řasové biomasy (Bílý et Pithart 2000). Po ústupu povodně je vysychající vodní sloupec výrazně ovlivněn chemickými procesy v sedimentu - prudce stoupají hodnoty fosfátů, amoniaku a vodivosti, naopak koncentrace kyslíku klesá (Haycock et al. 1993). Tyto změny mají samozřejmě vliv na ichtyocenózu tůně. Dochází k úhynu reofilních druhů ryb a méně přizpůsobivých eurytopních druhů, které se nestihly při opadu vody navrátit zpět do hlavního toku (Holub et al. 2004b).

3.4. Vodní ekosystémy v inundačním území

Vodní ekosystémy v inundačním území lze rozdělit do 3 následujících typů:

1. ekosystém vlastního toku řeky,
2. ekosystémy stojatých vod - tůně a mrtvá ramena,
3. podzemní vody.

Jakákoliv činnost v nivě, ať už vodohospodářské, zemědělské, ochranné či výzkumné, je třeba mít na mysli provázanost všech tří typů vodních ekosystémů. Vlastní aktivní tok řeky je díky více či méně propustným sedimentům propojen i s ostatními stojatými vodami v nivě i v době, kdy jimi povrchová voda neprotéká. To lze velmi dobře sledovat při kolísání hladiny toku, která je provázána s určitým zpožděním i kolísáním hladiny nivních

stojatých vod. Záleží samozřejmě na propustnosti sedimentu a na vzdálenosti tůň (ramena nebo tůň) od řeky (Pechar et al. 1996).

Při vybřežení toku z vlastního koryta řeky pak dochází k výměně vody a propojování vodních ekosystémů v daleko vyšší míře. Stojaté vody jsou doslova propláchnuty povrchovou říční vodou. Geomorfologie nivy a rychlost nástupu povodňové vlny pak rozhodují o tom, jak rychle se tůň a mrtvá ramena plní vodou, která jimi protéká jako v kaskádovém systému. Konečně povodeň, která nivu zaplaví plošně, propojí tekoucí, stojaté a do jisté míry i podzemní vody v jeden vodní ekosystém. Při následném procesu poklesu vodní hladiny dochází k opětné izolaci a re-diverzifikaci stojatých nivních vod (Calow et Petts 1992; Dziock et al. 2006).

3.4.1. Ekosystémy tekoucích a podzemních vod

Problematice tekoucích (lotických) vod byla již věnována pozornost v kapitole „Vodní toky“. Vlastní ekosystém tekoucích a podzemních vod bude zmíněn jen v souvislosti s fungováním ekosystému celého inundačního území, především lentickými ekosystémy. Důvodem je dostatečné zpracování této problematiky v dostupné literatuře např. Baruš et Oliva (1995a, 1995b), Calow et Petts (1992), Gordon et al. (1998), Cowx et Welcomme (1998), Hartvich et al. (1998a, b), Hartvich et Lusk (2000), Holub et al. (2004b), Holub et Dvořák (2003), Jones et Mulholland (2000), Lelák et Kubíček (1991), Lusk et al. (2004), Prach et al. (2003), Šrámek-Hušek (1958), Welcomme (1985), White (1993) a řady dalších.

White (1993) hovoří o zóně mezi podzemní a povrchovou vodou a označuje ji jako hyporeickou zónu. Prach et al. (2003) tvrdí, že rozsah hyporeické zóny ve vertikálním profilu kolísá řádově v desítkách cm, horizontálně pak ve stovkách až tisících metrů. Infiltrovaná říční voda v náplavech nivy si udržuje do značné míry vlastnosti povrchové říční vody a značně se liší chemismem i biologickým oživením od pravé podzemní vody v sedimentech nivy vedle řeky. Hyporeická zóna představuje životní prostředí i refugium pro bentickou faunu povrchového toku a je rovněž místem, kde v závislosti na hydrologických podmínkách probíhá celá řada biochemických procesů, které následně ovlivňují chemii i biologii povrchového toku. Význam hyporeické zóny pro říční ekosystém je determinován rychlostí hyporeických biogeochemických procesů a podílem říční vody, který protéká sedimentem. V hyporeálu teče voda o několik řádů pomaleji a je vystavena kontaktu s minerály, s kořeny rostlin a s bakteriálními společenstvy, což se uplatňuje významně při procesu samočištění. Organický materiál je ukládán a dochází tak k žádoucí akumulaci uhlíku. Protéká-li dnovými (hyporeickými) sedimenty málo vody a metabolická aktivita je nízká, je celkový význam hyporeické zóny minimální a naopak. Říční dno pod aktivním tokem je oživeno až do hloubky cca 100 cm pod povrchem dna, ve společenstvu, které zde žije, zcela převládají bentické druhy z povrchu dna. Patří sem korýši, vířníci, želvušky, hlístice, máloštetinatci, vodule, ploštěnky aj. Výskyt organismů v hyporeických sedimentech je limitován především minimální koncentrací rozpuštěného kyslíku, prostorovými podmínkami a dostupností potravy.

Jak zjistil Pechar et al. (1996), převažující zdroj vody pro tůň a ramena v aluviu Lužnice pochází z řeky. Korelace mezi hloubkou tůň, průtokem v řece a hloubkou tůň jsou navzájem velmi těsné a průkazné. Dále zjistil rozkolísanost vodní hladiny v aluviu Lužnice, která činí 2,5 m. U tůň v nivách regulovaných řek je kolísání hladiny menší. Z porovnání chemismu tůň a řeky vyplývá, že v době vysokého průtoku se chemismus v tůň blíží chemismu v řece. Je-li proplachování tůň pomalejší než autonomní procesy v tůň (což se děje po většinu roku), rozdíl se zvětšují. Korelace mezi sezónním průběhem chemismu v řece a v tůň jsou tedy většinou nízké. Říční voda, procházející sedimenty, přitéká do tůň chemicky pozměněna.

Rauch et al. (1993) a posléze i Pithart et Pechar (1995) se shodují na faktu, že leží-li tůň či mrtvá ramena u říční terasy, mohou být silně ovlivněny průsakem *podzemní vody*

z říční terasy (popřípadě i nějakým povrchovým přítokem z terasy). Tato voda se může od říční vody či vody hyporeálu výrazně odlišovat zejména vyšší koncentrací NO_3N (zemědělská činnost), SO_4^{2-} , Cl^- , a naopak nízkou koncentrací PO_4^{3-} . Tok podzemní vody do tůní či ramen pod terasou je zpravidla vyrovnanější než silně rozkolísané sycení říční vodou, což se projevuje například i vyrovnanější teplotní bilancí (tůně pod terasou často nezamrzají).

3.4.2. Ekosystémy stojatých vod

Tůně a říční ramena představují ve srovnání s jinými stojatými vodami velmi dynamické a navzájem diversifikované ekosystémy. Tuto ekosystémovou diverzitu lze vysvětlit právě pomocí dynamiky změn, která daleko převyšuje srovnatelné parametry u jezer, rybníků či jiných nám důvěrně známých stojatých typů vod (Prach et al. 2003; Řádek 2005).

Vzhledem ke geologickému stáří nivních ekosystémů (1 milion let) představovaly tůně a mrtvá ramena rezervoár vodních a mokřadních druhů a společenstev i jejich vzájemných vztahů, odkud se tyto mohly šířit do jiných, mladších typů stojatých vod v české krajině (jezera, rybníky, přehradní nádrže, pískovny) (Hrbáček et al. 1994).

Většina tůní a mrtvých ramen má v Čechách eutrofní charakter (Bürgerová 1988; Kylbergerová et al. 2002), což je dáno trofickým stavem tekoucích vod, přísunem živin z okolních zemědělských půd do nivy a depozicí organického materiálu z břehové vegetace (opad listů).

Antropogenní eutrofizace je často spojena se zvýšením alkality a pH, mohou však být i tůně neutrální až mírně kyselé (dlouhodobý průměr pH vybraných tůní v aluviu Lužnice se pohybuje kolem 6,5), s nízkou alkalitou a zároveň eutrofní (Pechar et al. 1996; Kylbergerová et al. 2002).

3.4.2.1. Vliv morfologie tůní a říčních ramen na jejich ekosystémy

Podle Pracha et al. (2003) má relativně malá velikost tůní klíčové důsledky pro jejich ekosystém.

- ⇒ Tepelná kapacita vodního tělesa je malá.
- ⇒ Ovlivnění okolním terestrickým ekosystémem je zásadní. Se zmenšující se plochou hladiny roste poměr jejího obvodu k ploše. I u říčních ramen, jejichž plocha je velká, zajišťuje protáhlý tvar intenzivní interakci s břehem.
- ⇒ Vodní sloupec je vzhledem k malému objemu a malé hloubce více ovlivněn procesy v sedimentech ve srovnání např. s velkými jezery.

3.4.2.2. Břehový porost - zastínění a opad listů

Život v tůních je v mnoha směrech závislý i na břehové vegetaci, především doprovodných dřevinách, které trvalým zastíněním a vnosem energeticky a minerálně bohatého organického opadu a často rozhodují o jejich chemismu, osídlení makrofytní vegetací, o struktuře planktonního společenstva a v neposlední řadě i o ichtyocenóze. Břehová vegetace může pohltnout až 95 % PhAR, dopadajícího na hladinu. Průměrná zastíněnost vodní hladiny vybraných tůní a aluviu Lužnice činila 40 % (srovnávána ozářenost jednotlivých bodů čtvercové sítě na hladině s nezastíněným kontrolním bodem (Bílý et Pithart 2000)). Malá velikost zde hraje zásadní roli: čím větší je vodní plocha, tím relativně méně je stíněna okolní vegetací. Stín omezuje fotosyntézu, tím i produkci kyslíku a dekompozice spadaného listí rovněž kyslík spotřebovává (Prach et al. 2003).

V silně zastíněných tůních tak může být kyslík pod ledem vyčerpán až k nulovým koncentracím. V takových tůních pak, až na výjimku, nepřežívají ryby a filtrující zooplankton je odkázán na převážně bakteriální potravu. Třetím důsledkem vegetace je vytvoření větrné bariéry: vodní sloupec tůně se míchá větrem velmi málo. Protáhlý tvar tůní a zejména

mrtvých ramen umocňuje efekt vysokého poměru obvodu ku ploše: díky svému protáhlému tvaru bývají i tyto lokality, byť s velkou celkovou plochou, silně zastíněny a chráněny před větrem (Bílý et Pithart 2000).

Podle Pitharta (1999) se tůňe, které jsou chráněné před větrem, často pokrývají porostem okřehku (*Lemna* spp.), zejména je-li zároveň ve vodě vysoká koncentrace dusíku. Okřehky zcela zabrání pronikání světla, navíc brání výměně plynů, což často vede k hromadění sirovodíku ve vodním sloupci. Tím se výše popsany účinek zesiluje. Planktonní společenstvo pod okřehkem je druhově chudé a odkázané často na nízké koncentrace kyslíku. V takovýchto tůňích je až na ojedinělé výjimky vyloučena existence ryb.

3.4.2.3. Stratifikace vodního sloupce

Vodní sloupec tůňí a mrtvých ramen vzhledem k jejich poměrně velké relativní hloubce a malé ploše, chráněné před větrem okolním terénem a vegetací, snadno stratifikuje. Jeho stratifikace však nemusí být závislá na tepelném rozvrstvení vody. Typické vrstvy epi-, meta- a hypolimnium se nevyvíjejí. Vzhledem k malým rozměrům mají tůňe tak malou tepelnou kapacitu, že náhlá změna počasí, včetně nočního ochlazení, mohou tepelnou stratifikaci zcela rozrušit. Díky absolutní blízkosti dna a jeho relativně velkému povrchu (vzhledem k malému objemu tělesa tůňe) ovlivňují procesy v sedimentech celý vodní sloupec zásadním způsobem. Kyslíku směrem ke dnu ubývá, rozpuštěných živin naopak přibývá. U pelagiálu velkých, hlubokých jezer můžeme přímý efekt dna a břehů, alespoň po dobu stratifikace, do jisté míry zanedbat. Takto však na tůň pohlížet nelze: sepětí jejího vodního sloupce se dnem i břehy je daleko těsnější (Pithart et Pechar 1995).

3.4.3. Biodiverzita v inundačním území sledované oblasti

Vzájemná diverzita vodních ekosystémů je velmi nápadným jevem, který můžeme snadno pozorovat na vlastní oči v kterékoli zachovalé nivě. Tůňe a říční ramena, i když jsou si morfologicky velmi podobné, se na první pohled vzájemně odlišují svým vzhledem (barvou vody, společenstvy makrofyt a při podrobnějším zkoumání pak celými svými společenstvy a chemismem). Biodiverzita jednotlivých lokalit může být nízká, ale ve svém (proměnlivém) celku je celý systém aluviálních vod druhově velmi bohatý. Takto je také nutné k němu přistupovat při posuzování zásahů do ekosystému nivy (Cowx et Welcomme 1998).

Relativně vysoká biodiverzita aluvií je také důsledkem skutečnosti, že mnohé hospodářsky využívané vodní biotopy v ČR byly znehodnoceny eutrofizací či hypertrofizací (rybníky, vodní toky), takže z nich celá řada druhů vymizela. Málo využívané drobné aluviální vody se tak staly refugiem celé řady sladkovodních organismů (Prach et al. 2003).

Díky již zmiňovanému projektu nazvanému „*Horní Lužnice*“, který probíhal v letech 1986 až 1993 pod vedením botanického ústavu AV ČR a zapojením několik desítek odborníků různých disciplín, vznikl dosud nejrozsáhlejší a nejkomplexnější výzkum říční nivy v České republice. Výsledky projektu byly knižně publikovány (Prach et al. 1996d) a na tuto publikaci navazovaly i další dílčí publikace a ucelené práce (Pokorný et al. 2000; Prach et al. 2003).

Z důvodu objemnosti sdělení budu u následujících skupin uvádět pouze citace publikací, které o dané skupině v zájmovém území pojednávají. Ucelenou bibliografii přírodovědných prací o Chráněné krajinné oblasti Třeboňsko uvádí Lhotský (2002).

Pro planktonní společenstva je charakteristické kontinuum mezi tokem řeky a jednotlivými stojatými vodami. Řeka přináší inkulum, z něhož se v jednotlivých tůňích a ramenech (ale i v tišinách ve vlastním toku) vyvíjejí různá společenstva. Ta jsou při povodni vypláchnuta do „globálního“ toku a celý cyklus se opakuje. Míra izolace, jinými slovy doba, po kterou se společenstvo vyvíjí izolovaně od říčního toku, je jedním z diferenciacních faktorů aluviálních vod (Pithart 1999; Prach et al. 2003).

Planktonními společenstvy řas se zabýval Kylbergerová et al. (2002) a Pithart (1999). Planktonní rozsivky, omezené zejména na jarní období, popisuje Pouličková (1996, 2002). Nárůst vzácných druhů sinic a řas ledoval Gardavský et al. (2000) a Skácelová (2000a, b).

Kopecký (1996), Kopecký et Koudelková (1997) a posléze i Příkryl (2000) uvádí soupis zooplanktonu zarostlých tůní.

Patrně nejdůležitějšími faktory, které významně ovlivňují přežívání a výskyt makrofyt, je výrazná rozkolísanost hladiny vody v průběhu roku (i několik metrů) a charakter sedimentů dna (Černý 1994).

Doba trvání jednotlivých ekofází (hydrofáze, litorální, limózní a terestrická fáze) výrazně ovlivňuje procesy přizpůsobování se podmínkám na rozhraní vody a souše. Výsledkem jsou určité typy životních forem, které se promítají v různorodé morfologii, anatomii, způsobech rozmnožování, rozšiřování, v různé schopnosti přežívat nedostatek vody atd. Na základě stabilního výskytu určitých druhů v tůních lze tedy usuzovat na převažující abiotické podmínky stanoviště (Prach et al. 2003).

Obecně lze říci, že společenstva makrofyt tůní jsou ve srovnání se společenstvy souše druhově chudá. Vegetace tůní a slepých ramen může být mimořádně bohatá a hostit řadu vzácných a jinak význačných druhů např. řezan pilolistý, žebratka bahenní, šípátka střelolistá, plávin leknínovitý aj. (Černý 1994).

Jednotlivé tůně se většinou vyznačují silnou dominantou, která rozhoduje o toku energie a koloběhu látek v ekosystému. Ta mnohdy výrazně ovlivňuje i chemické vlastnosti vody a tím i živočišnou biotu. Velmi často o charakteru a druhovém složení společenstva v tůni rozhoduje i časový faktor - druh, který nově vzniklou tůň (niku) obsadí první, má konkurenční výhodu, další druhy s podobnými nároky se již uplatňují obtížně. Proto při studiu společenstev tůní a říčních ramen je nutno zkoumat celý nivní systém a teprve na základě dílčích poznatků lze činit zobecňující závěry (Begon et al. 1997; Pechar et al. 1991).

Vegetace ve vlastním korytě větších řek byla silně redukována eutrofisací, regulacemi a někde, jako například na Labi, i říčními plavidly. Eutrofisace podporuje nárůst řas, které pokryjí povrch vyšších rostlin (tzv. perifyton) a znemožní jim fotosyntézu, při silnějším stupni znečištění se vytvoří vegetační zákal (vodní květy), vedoucí k snížení průhlednosti vodního sloupce, což opět omezí či znemožní fotosyntézu submerzních makrofyt (Prach 1996b).

Makrofytní společenstva nivy „Horní“ Lužnice jsou i přes ekologickou diverzitu tůní a dynamiku jejich proměn ve srovnání s jinými podobnými oblastmi ČR druhově ochuzená. Souvisí to s určitou izolací území a s poměrně vysokou nadmořskou výškou (nad 430 m.n.m.). Výskyty některých druhů naznačuje spíše vazby k rakouskému Podunají. Území lze pro jeho prakticky kontinuální vývoj v průběhu postglaciálu považovat za centrum výskytu vodních a mokřadních rostlin v jinak souvisle zalesněné krajině Třeboňska. Od 16. století se odtud šířila společenstva do nově vzniklých biotopů rybníků a posléze zatopených pískoven (Prach et al. 1996b, 2003).

U větších tůní je možno pozorovat patrnou zonaci makrofytní vegetace. Janaguer et al. (1987) představuje jakési zobecnění možností, které tůně v nivě řek nabízejí. Realita je pochopitelně v jednotlivých tůních jednodušší. Černý (1994); Hejný et Slavík (1992) a posléze i Prach et al. (2003) uvádějí podrobný soupis makrofit v nivě Lužnice a dále poukazují na patrnou zonaci jednotlivých rostlin ve vybraných tůních.

Orientační přehled o výskytu obratlovců v zájmovém území uvádí Prach et al. (2003).

Dosud známé výsledky z oblasti ichtyologie jsou uvedeny v následující subkapitole.

3.4.3.1. Rybí populace

V důsledku periodicky se opakujících fází hydrologického režimu inundačních vod lze rybí společenstva charakterizovat jako trvalá, ale časově proměnlivá, s charakteristickými, různě rychlými změnami svých složek. Pro rybí společenstva a jejich diverzitu jsou klíčové pravidelné rozlivy. Ty umožňují říčním druhům vplutí a kontakt s přilehlým aluviem. Zároveň se podílejí na podpoře rozmnožování (Holub et al. 2004b).

Izolovanější, málo proplachované, stabilní hlubší tůň (nejčastěji situované při okrajích niv) mají význam pro uchování své druhové diverzity právě díky svému slabému kontaktu s říčními populacemi. Jsou méně ohroženy migracemi a osídlením novými invazními druhy ryb. V minulosti tyto vody naopak posloužily pro aklimatizaci dovezených druhů chovných ryb, např. sumečka amerického (*Ictalurus nebulosus*) v tůních nivy středního Labe. Mezi invazní druhy ryb, jejichž rozšíření je v našich vodách nežádoucí, patří např. karas stříbřitý (*Carassius auratus*), střevlička východní (*Pseudorasbora parva*), na dolní Dyji už i hlavačka skvrnitá (*Proterorhinus marmoratus*). Některé z těchto málo proplachovaných a zastíněných tůní trpí deficitem kyslíku, takže jsou osídleny jen druhy tolerantními k hypoxii (Prach et al. 2003).

Ve vodních ekosystémech říčních niv žijí také druhy kriticky a silně ohrožené, ohrožené nebo již v povodí málo se vyskytující. V tůních nivy Lužnice se nachází silně ohrožený druh sekavec „*Gobitis sp.*“, podle Rába et al. (2000) se jedná o sekavce podunajského (*Gobitis elongatoides*), ohrožený piskoř pruhovaný (*Misgurnus fossilis*) a v celém aluviu ředce se vyskytující karas obecný (*Carassius carassius*), v hlavním toku a přítocích kriticky ohrožená mihule potoční (*Lampetra planeri*), ohrožená vranka obecná (*Cottus gobio*), střevle potoční (*Phoxinus phoxinus*), jelec jesen (*Leuciscus idus*), kapr obecný (*Cyprinus carpio*) a mník jednovousý (*Lota lota*). V hydrologickém systému dolní Moravy, který má z našich nivních ekosystémů druhovou diverzitu nejvyšší, se z ohrožených druhů vyskytuje ouklejka pruhovaná (*Alburnoides bipunctatus*), ostrucha křivočará (*Pelecus cultratus*), drsek větší (*Zingel zingel*) i drsek menší (*Zingel streber*), plotice lesklá (*Rutilus pigus*), ježdík žlutý (*Gymnocephalus schraetser*) a také chráněná hořavka duhová (*Rhodeus sericeus*), jejíž rozmnožování je vázané na výskyt škeblí (*Anodonta* spp. div.) a vevrubů (*Unio* spp. div.) (Prach et al. 2003; Lusk 1996; Lusk et al. 2001, 2002).

Rybí populace a zvýšený průtok v průběhu povodní

Zvýšený průtok v průběhu povodní zaplavujících říční nivy provází vyšší rychlost proudění vody v hlavním toku. Čím méně je koryto hlavního toku členité a čím méně poskytuje rybám přirozené úkryty nebo stanoviště s pomalu tekoucí vodou, tím dříve relativně ustálené společenství ryb migruje do zatopené nivy (tzv. ichtyodrift). Splavování nebývá jen pasivní, protože ryby, přidržující se břehů i dna, vplouvají aktivně do zatopené nivy bočními rameny, kde je rychlost proudění vody výrazně menší. Dochází ke shromažďování ryb, při kterém se nezvyšuje jen celková početnost a biomasa, ale i jejich druhová diverzita. V zatopené nivě se v době rozlivů objevují i druhy reofilní, které se jindy v řece nevyskytují. Například v nivě Lužnice je to podle Hartvicha et al. (1998a) jelec tloušť (*Leuciscus cephalus*), pstruh obecný forma potoční (*Salmo trutta* morpha *fario*) a dříve i lipan podhorní (*Thymallus thymallus*). Lusk et al. (2000a) a Lusk et Holčík (1998), v nivě Dyje a Moravy zaznamenali výskyt jesetera malého (*Acipenser ruthenus*), ostruchy křivočaré (*Pelecus cultratus*) či ježdíka žlutého (*Gymnocephalus schraetser*). Zaplavená niva s ramennými systémy se stává refugiem, zachycujícím ryby strhávané z výše položených úseků.

Pro ryby mají největší význam povodně s dlouho trvajícím rozlivem v nivách (Holčík et al. 1992), které opakovaně přicházejí po jarním tání sněhu a ledu. Méně často se objevují po letních srážkových přívalech, jak tomu bylo při povodni v roce 2002. Dlouhodobý rozliv zvyšuje rozlohu produkční plochy pro ryby, z půdy se uvolňují živiny do vody a podporují masový rozvoj fyto- a zooplanktonu, který je potravou především mladých ryb všech vyskytujících se druhů. Rozvoji přirozené potravy také napomáhá vyšší teplota vody v mělké nivě, kde voda ve srovnání s korytem proudí pomaleji. Potravu ryb tvoří i vyplavené terestrické organizmy, především hmyz. Zatopená niva tak zajišťuje dostatek potravy pro ryby. Pokud rozlivy probíhají v době rozmnožování, plní současně funkci přirozených rybích trdlišť (Holub et al. 2004b).

Plůdek ryb všech ekologických skupin alespoň z části zůstává v nivě i po vykulení. Na rozlivy v předjaří je na všech říčních nivách vázaná štika obecná (*Esox lucius*), která ukládá jikry na zbytky loňských travních porostů v mělkých rozlitiích. Později v případě odpovídajících vyšších teplot vody využívají k výtěru rostliny v nivě, tůních i ramenech další fytofilní druhy: cejnek malý (*Blicca bjoerkna*), perlín ostrobřichý (*Scardinius erythrophthalmus*), slunka obecná (*Leucaspis delineatus*), karas obecný (*Carassius carassius*), karas stříbřitý (*Carassius auratus*), kapr obecný (*Cyprinus carpio*), lín obecný (*Tinca tinca*), piskoř pruhovaný (*Misgurnus fossilis*), sekavec podunajský (*Gobitis elongatoides*) a další. Fytolitoofilní a indiferentní druhy, z nich především: okoun říční (*Perca fluviatilis*), plotice obecná (*Rutilus rutilus*), cejn velký (*Abramis brama*), ouklej obecná (*Alburnus alburnus*). V hlavním toku a v průtočných ramenech současně probíhá výtěr potamických proudomilných druhů jako je například: parma obecná (*Barbus barbus*), podoustev říční (*Vimba vimba*), ostroretka stěhovavá (*Chondrostoma nasus*), jeseter malý (*Acipenser ruthenus*) a ostrucha křivočará (*Pelecus cultratus*) (volně podle Baruše et Olivy 1995a, 1995b).

Během opadu povodňových průtoků se hustota ryb v nivě a ramenných systémech snižuje. Ryby postupně osídlují ramena i hlavní tok. V této době zaplavená niva působí jako refugium (repopulační centrum). Znovu se zarybňují ty úseky řeky, které byly během trvání rozlivu v nivě vyrybněné. Zooplankton, který se v nivě (ramenech a tůních) rozmnožil, je postupně vyplavován do hlavního toku. Tam přispívá k potravě přítomných ryb i k samočisticím procesům ve vodě. Během nízkých podzimních průtoků vyhledávají ryby v napojených hlubších ramenech místa, kde přezimují. Systémy ramen tak plní funkci rybích zimovišť (Prach et al. 2003).

Dlouhotrvající absence povodňových průtoků má za následek, že se ramena a tůně v aluvii řeky Lužnice, oddělená od hlavního toku, neproplachují. Urychluje se jejich zarůstání a zazemňování, snižuje se jejich vodní plocha a objem vody. V menších a mělkých tůních, nenapojených na podzemní vody, začne více kolísat teplota a chemismus vody, později se objeví kyslíkové deficity. Ty přežívají jen druhy nenáročné na obsah kyslíku ve vodě jako je lín obecný (*Tinca tinca*), úhoř říční (*Anguilla anguilla*), karas obecný (*Carassius carassius*) a piskoř pruhovaný (*Misgurnus fossilis*), tj. druhy, které jsou do určité míry fyziologicky adaptované i k využití atmosférického kyslíku (Hartvich et Šašková 1988; Hartvich et al. 1998a).

3.4.3.2. Rybářské využití inundačního území

Pro nivní ekosystém je charakteristická závislost mezi hydrologickým režimem hlavního toku (průtok) a úlovky ryb. Úlovky ryb jsou v letech dlouhotrvajících vodních rozlivů a v následujícím roce průkazně vyšší. Přitom početnost a biomasa ryb bývá v ramenech a tůních vyšší než v hlavním toku. Kromě hlavního toku se k zarybňování využívají rozlehlější mrtvá ramena s hloubkou místy alespoň okolo 1,5 m (Hartvich et Šašková 1988).

V rozlehlých říčních nivách se vybírají lokality k rybářskému využití jen mimo nejzachovalejší biotopy a přírodní rezervace. Stejně tak je potřebné přihlížet k jejich dopravní dostupnosti a vymezit návštěvní zóny. Z hlediska dlouhodobějšího rybářského obhospodařování je důležité udržovat alespoň částečnou výměnu vody či občasné průplachy a tím zpomalovat proces jejich stárnutí. Účinně se tomu napomáhá spojováním s hlavním tokem umělými „průpichy“. Příliš zastíněná ramena je možné prosvětlovat šetrným výřezem vegetačního doprovodu na březích. Pomáhá i kosení travních porostů a odstraňování této nadbytečné biomasy z jejich blízkosti (Prach et al. 2003).

Největší nebezpečí pro ichtyofaunu nivních hydrosystémů představují antropogenní vlivy a aktivity, jmenovitě znečištění toků a technické zásahy. I když je možné technickými a ekonomicko-legislativními opatřeními výrazně zlepšit kvalitu vody, setrvalé negativní

sobení dalších faktorů zabraňuje vytváření i přežití stabilizovaných a vyvážených rybích společenstev. Největšími překážkami proto zůstávají fragmentace říčního kontinua migračně neprůchodnými stupni (jezy, přehrady) nebo regulace toků (dělicí hráze, prohlubování dna, úpravy břehů, napřimování toků), působící jako hydrologická a migrační bariéra mezi aluviálními vodními biotopy. Tento stav rovněž výrazně zpomaluje a omezuje obnovu, i když finančně náročnou, revitalizaci nívních ekosystémů či restauraci rybího prostředí vodních toků (Hartvich et al. 1998a; Welcomme 1983).

Dlouhodobě nezaplavená nebo oddělené aluviální vody nejsou migračně průchodné, což je nepříznivé pro uchování vnitropopulační diverzity a genetické variability druhu. Populace s nízkou genetickou variabilitou mají mnohem menší schopnost se vyrovnat s změnami prostředí. Její ochrana představuje v našich podmínkách zásadní problémový úkol, který na rozdíl od diverzity druhové nemá potřebnou legislativu (Lojkásek et al. 2002).

Spodnění na slepých ramenech a vodních tocích

Přírodní ucelený ekosystém tvoří podmínky pro optimální využití přirozené produktivity ramen a vodních toků. Přirozená produktivita toku je schopnost vodního prostředí (toku) poskytovat rybám vhodné životní podmínky a umožňovat jim tak jejich přirozené rozmnožování, nerušený vývoj a růst, tedy docílovat u ryb přírůstek hmotnosti. V přírodních nenarušených ekosystémech existuje biologická rovnováha mezi jednotlivými úrovněmi organismů. V České republice však v důsledku působení řady antropogenních faktorů dochází k narušení této rovnováhy. V současnosti dochází k narušení vodních toků především v důsledku působení řady antropogenních faktorů, které vedou k narušení vodního prostředí a k narušení vodních toků (Dubský et al. 2003).

Původně byla rybí obsádka toku zcela ovlivněna charakterem toku. Výsledná skladba rybí obsádky v toku poté závisí především na dvou faktorech: na kvalitě vodního prostředí na straně jedné a na požadavcích jednotlivých rybích druhů na životní podmínky na straně druhé (Holčík 1998b).

Druhová skladba a početnost rybích populací

Adámek (1997) i Dubský et al. (2003) uvádí následující faktory ovlivňující druhovou skladbu:

kvalita vody: především fyzikálně-chemické vlastnosti, zejména obsah rozpuštěného kyslíku, teplota vody, koncentrace solí (vodivost), stupeň eutrofizace vody, znečištění vody cizorodými (zejména chemickými) látkami, organické znečištění, pH vody, průhlednost aj.;

charakter prostředí vodního toku: zejména hloubka vodního sloupce (střídání mělčin a hlubin), dále rychlost vodního proudu (peřeje, tůň, tišiny), členitost břehů a typ dna a stav dna, členitost břehů a výskyt vodních rostlin;

hydrologický režim vodního toku: především roční průtok, jeho kolísání, minimální letní průtoky, kyslíková bilance, trvání záplav apod.;

potravní zdroje: hlavně bentos (larvy pakomárů, komáru, jepic, nitěnky, plži), v menší míře plankton (vířníci, perloočky, buchanky a jejich vývojová stadia aj.), dále náletový hmyz (jepice, vážky, brouci) a plevné ryby jako potrava ryb dravých, což se projevuje na docílení přírůstku hmotnosti ryb;

náročnost jednotlivých druhů ryb na prostředí: ryby lze podle nároků na stav prostředí rozdělit na ryby náročné (parma, stěvle, sekavec, pstruh, lipan aj.), středně náročné (kapr, štika, lín) a nenáročné (plotice, tloušť, karas); jak již bylo uvedeno, ve zhoršených životních podmínkách ryby méně náročné nahrazují druhy náročnější.

Podpora přirozeného rozmnožování

Opatření k podpoře přirozeného rozmnožování ryb jsou účinným a nejméně nákladným způsobem zarybňování volných vod.

Nejjednodušší opatření, pokud je to technicky možné, je nadržení vody na vyšší stav v době výtěru fytofilních ryb a zatopení pobřežních porostů. Hospodář může rybí trdliště označit a hájit. K podpoře přirozeného rozmnožování ryb také slouží všeobecný zákaz lovu ryb (Adámek 1997; Egert et al. 1984).

Stanovení optimální obsádky ryb v revírech na vodních tocích a v přilehlém aluviu

Hospodář daného revíru má povinnost pomocí statistiky úlovků nebo konkrétními odlovy sledovat a vyhodnocovat stav a vývoj zarybnění revíru. V případě nežádoucího vývoje, jako je přemnožení některých druhů, nízká návratnost, pomalý růst ryb, nedostatečné zarybnění nebo narušení rovnováhy mezi jednotlivými skupinami ryb, je možné použít některá z následujících opatření k regulaci obsádky v revíru (volně podle Dubského et al. 2003).

- ⇒ *Změna zarybňovacího plánu* - např. když dojde k narušení rovnováhy mezi rybami dravými a potravními. Návrh změny by měl vycházet z podrobné analýzy stavu zarybnění. O změnu zarybňovacího plánu s odůvodněním žádá uživatel revíru MZe ČR.
- ⇒ *Místní úpravy rybářského řádu* - tyto úpravy jsou velmi účinným opatřením k regulaci obsádky. Snížení těžby ryb lovem na udici, prodloužení všeobecného zákazu lovu ryb, hájení ryb po vysazení, hájení určitého druhu ryb, omezení maximálního denního nebo ročního množství úlovků na jednu povolenku, zvýšení lovné míry, zákaz používání určitých nástrah nebo lovných způsobů apod.
- ⇒ *Regulace intenzity sportovního rybolovu* - úprava limitu ročních povolenek, který je uživatel revíru povinen dodržovat, je možné skutečně vydaný počet povolenek snížit, ne však překročit.
- ⇒ *Těžba ryb hospodářskými odlovy* - je doplňkový způsob užívání rybářského revíru a zaměřuje se na přemnožené druhy ryb.
- ⇒ *Odstranění nežádoucích ryb z revírů* - lovem elektrickým agregátem odstraní z obsádky nežádoucí ryby. Tímto způsobem se především odstraňují nežádoucí druhy.
- ⇒ *Likvidace jiker a rušení výtěru* - omezuje stavy přemnožených ryb, např. cejnů a okouna, v době jejich výtěru manipulací s vodní hladinou. Likvidaci jiker a rušení výtěru ryb je nutno provádět pouze v souladu se zákonnými normami.

Zarybňování aluviálních vod

Adámek (1997) rozděluje jednotlivé druhy ryb především podle ekonomického významu do následujících skupin:

vysoce hodnotné druhy ryb (hlavní ryby): v *mimopstruhových revírech* - kapr obecný, lín obecný, dravé ryby - štika obecná, candát obecný, sumec velký, úhoř říční,

v *pstruhových revírech* - pstruh obecný forma potoční, pstruh duhový (ve stojatých pstruhových vodách),

hodnotné druhy ryb (doplňkové ryby): v *mimopstruhových revírech* - cejn velký, síh maréna a peled', okoun říční, lipan podhorní, amur bílý, tolstolobik bílý a pestrý, bolen dravý, parma obecná, podoustev říční, ostroretka stěhovavá, mník jednovousý, jelec tloušť,

v *pstruhových revírech* - pstruh duhový, siven americký, lipan podhorní,

potravní druhy ryb: v *mimopstruhových revírech* - plotice obecná, perlín ostrobřichý, karas obecný, hrouzek obecný, cejnek malý, ouklej obecná,

v *pstruhových revírech* - střevle potoční, mřenka mramorovaná, hrouzek obecný, plotice obecná,

- škodlivé druhy ryb: v *mimopstruhových revírech* - ježdík obecný, sumeček americký, v *pstruhových revírech* - dravé ryby - mník jednovousý, úhoř říční
- ryby hodnotné z hlediska zachování druhové pestrosti volných vod: ohrožené druhy ryb - střevle potoční, piskoř pruhovaný, sekavec podunajský i písečný, okounek pstruhový, atd.

Přehled rybářského obhospodařování zájmové oblasti je uvedeno v *Příloze č. 1: Komplexní rozbor hospodaření v revíru (MP) Lužnice 10A a Lužnice 11 za sledované období*.

3.5. Ochrana inundačních území

Jak je zřejmé z předchozích kapitol, současný stav toků a jejich niv u nás je neutěšený. Místo přirozených toků máme narovnaná, často vybetonovaná koryta, v navazujících nivách pak přírodním poměrům neodpovídající způsoby hospodaření (včetně hospodaření žádného), voda i půda jsou zatíženy vysokými koncentracemi živin, hlavně dusíku.

V roce 1992 byl sice přijat vládní Program revitalizace říčních systémů, a i když přinesl řadu úspěchů, jeho naplňování, je někdy poněkud problematické. Místo biologů (ekologů) a hydrologů mají v tomto programu hlavní slovo převážně projektanti, často ti samí, kteří dříve plánovali regulace příslušných toků. Mnozí z nich se nezbavili představy, že budou nadále určovat hydrologický režim toků místo toho, aby více spoluzapojili přírodní mechanismy.

Jasná situace v současné době není ani v možnostech hospodářského využívání niv. Vhodné z ekologického, hydrologického i ekonomického hlediska by bylo buď zalesnění (avšak druhy odpovídajícími přírodním podmínkám místa), čímž se ale prudce sníží diverzita tůní, mrtvých ramen a lučních porostů. Zalesněné nivy sice odpovídají původnímu stavu, ale pokud jde o maximální diverzitu, je lepší mozaiková struktura krajiny s rozsáhlejšími plochami nivních luk. Ve většině našich niv by nejlepší variantu představovala obnova nivních luk. Pod pojmem obnova zde rozumíme jak jejich obnovu na dnešní orné půdě, na místech, kde tradičně louky byly, tak i obnovu stávajících, avšak špatným či žádným hospodařením silně znehodnocených luk změnou režimu hospodaření. K obojímu však zřejmě chybějí ekonomické stimuly. Pomoci mohou v dnešní době agroenvironmentální programy (Kender 2000 a 2002).

Zvláště po katastrofálních povodních v roce 1997 zintenzívnila různá jednostranná volání po razantní regulaci toků a výstavbě dalších přehrad. Krátce po povodni v srpnu 2002 lze však s potěšením konstatovat určitý posun. I ve sdělovacích prostředcích se začalo mluvit o tom, že ke katastrofálním následkům přispěly regulace toků a celkové změny ve struktuře krajiny v posledních desetiletích. V případě tak dynamických a otevřených systémů jakými jsou říční nivy, kde se prolíná mnoho přírodních zákonitostí interferujících s lidskými zájmy, je nalezení vyváženého pohledu velmi složité, o to však závažnější.

3.5.1. Odhad počtu stojatých vod v inundačním území řek v České republice

I jen přibližný odhad počtu stojatých vod trvalejšího charakteru v našich nivách je velmi ošidný. Pro odhad přibližného počtu stojatých vod v našich nivách řek možno využít některých inventarizací. Například v Třeboňské pánvi v nivě řeky Lužnice zjistil Černý (1994) přes 190 stálých, menších či větších mrtvých nebo slepých ramen a tůní. Při podrobném průzkumu odstavených ramen (meandrů) zbylých po narovnání a kanalizaci koryta řeky Moravy studovali biologové díky vstřícnému projektu Povodí Moravy, asi 190 očíslovaných stojatých vod od poměrně hlubokých s volnou nezarostlou vodní hladinou až po téměř zazemněné. Inventarizaci mokřadů v Polabí soustavně provádí Rydlo (1991).

Odhad počtu stojatých vod v inundačních územích v České republice může být tedy jen velmi přibližný. Pro nivu řeky Lužnice je vedle ± 190 stálých ramen a tůní třeba připočítat dalších asi 300 menších periodicky vysychajících vod. Podobně můžeme pro Střední Polabí odhadnout počet větších a stálějších vod na několik set a drobnějších, periodicky vysychavých a několik tisíc. Pro Poorličí lze odhadnout asi 50 ramen a tůní trvalejšího charakteru a asi 50 - 200 periodických drobných vod. Celé Pomoraví má asi 300 ramen a tůní s $\pm$ stálou vodní hladinou a snad 600 - 800 drobných, periodicky vysychavých vod. Podýjí (bez zatopených částí nivy Novomlýnskými nádržemi) má stále ještě asi 100 ramen a tůní $\pm$ trvalým vodním sloupcem a cca. 500 drobných periodicky vysychajících vod. Pro ochrannářskou praxi je žádoucí registrovat všechna ramena a tůně trvalejšího charakteru. Počtu periodických tůní scházejí jakékoli podklady. Odhad je rovněž ztížen závislostí počtu tůní na výši povodňové vlny. Lze počítat řádově s tisíci lokalitami, z nichž se převážná většina vyskytuje na jižní Moravě (Husák et Květ 2000).

5.2. Současný stav ochrany inundačních území v České republice

Dostí informací, včetně seznamu mokřadů, o aluviálních vodách, o statutu jejich ochrany či o jejich významnosti přináší publikace *Mokřady ČR* (Chytil et al. 1999). Nevýhodou této publikace však je, že pro značný počet různých typů mokřadů shrnuje ohromady nivní jezero, mrtvé rameno a tůň.

Většina aluviálních vod leží na území nějaké CHKO (Pálava, Litovelské Pomoraví, Poodří a Třeboňsko), což bohužel není případ i aluvií polabských.

Následující výběr podle Pracha et al. (2003) ukazuje nejhodnotnější NPR aluviálních vod.

- **CHKO Pálava:** Křivé jezero má rozlohu 5,9 ha (celá plocha NPR Křivé jezero je 116 ha). Jedná se o zachovalou část nivy s přirozeným charakterem říčního koryta, porosty tvrdého a měkkého luhu, lužními loukami, nelesními mokřadními a vodními společenstvy a odříznutým meandrem Dyje; významné hnízdiště ptactva.
- **CHKO Litovelské Pomoraví:** Jeden z nejrozsáhlejších komplexů lesních periodických tůní dochoval na území NPR Vrapač (81 ha) a PR Hejtmanka (38 ha). Stálé tůně, jejichž počet je v Pomoraví výrazně nižší, jsou chráněny například v PR Plané loučky (21 ha). Jedná se převážně o tůně luční, jež hostí řadu druhů obojživelníků. Rezervace je také jedinou recentně známou lokalitou škeblovky zobcovité (*Lynceus brachyurus*), která zde přežívá v nevelké mělké tůni.
- **CHKO Poodří:** Pooderské aluviální tůně jsou chráněny v rámci maloplošných chráněných území. Jedná se zejména o NPR Polanská niva (122 ha), PR Polanský les (59 ha) a PR Dolní louky (135 ha), ve kterých jsou zahrnuty desítky stálých a stovky periodických tůní s vzácnou flórou i faunou.
- **CHKO Třeboňsko:** Mezi nejhodnotnější patří NPR Stará řeka (745 ha), rozsáhlé mokřadní a lesní území podél původního koryta řeky Lužnice. PR Horní Lužnice (414,1 ha), PR Na Ivance (132,4 ha), PR Meandry Lužnice (90,3 ha) a PR Krabonošská niva (36,3 ha) jsou jedny z posledních zachovaných úseků nížinné meandrující řeky na území Čech. V periodicky přeplovované nivě lemované svahy říčních teras se nachází množství terénních depresí (přibližně 190 různě velkých a hlubokých tůní, slepých, mrtvých a starých říčních ramen; dále okolo 300 periodických tůní) a mozaika lužních porostů, zejména vrbin a olšin. Neudržované luční porosty jsou většinou v různém stádiu sukcese dřevin. PR Novořecké močály (236,4 ha) je pravidelně přeplovovaným bažinatým územím s mozaikou tůní, močálů a bývalých luk.

Principy ochrany přírody

Podle Pojera (2002) a Pracha et al. (2003) spočívá současná ochrana přírody na těchto principech:

- princip konzervační, charakterizovaným snahou zachovat poslední zbytky přirozených ekosystémů tím, že se ponechávají jejich vývoji bez větších intervenčních zásahů (hlavně v případě primárních ekosystémů), nebo se konzervuje (trvale zajišťuje) dosavadní, místu odpovídající způsob jejich obhospodařování (především v případě náhradních, u nás hlavně lučních porostů),
- princip restaurační (obnovný), tj. snaha o zlepšení stavu dosud alespoň trochu cenných ekosystémů řízenými zásahy, včetně obnovy takového způsobu hospodaření, na který byly příslušné ekosystémy dlouhodobě adaptovány.

Když lze v říčních nivách uplatnit oba přístupy, v Čechách stále převládá přístup první.

Ochrana ryb

Ochrana fauny ryb musí mít komplexní charakter a její úspěšnost bude záviset na snížení až úplném zastavení všech negativních vlivů na vodní biotopy.

Baruš et Oliva (1995a) a Lusk et al. (2002) doporučují následující přístupy a opatření.

- Provádět důslednou ochranu vodních biotopů (nádrží a celých úseků povodí), kde dosud žije nebo žijí ohrožené druhy (udržení kvality vody, zachování původnosti celého biotopu, vodního režimu).
- Ochrana existujících populací, a to jak z hlediska početnosti, tak z hlediska posílení vlastní reprodukce. V případě potřeby posílit populaci intervenčním vysazováním, je potřeba preferovat násady pocházející z populace, která má být posílena.
- Zabezpečit krátkodobou ochranu trdlišť (pokud jsou známa neb je vyhledávat) v době tření u ohrožených druhů, případně celého biotopu, což je důležité zvláště u druhů s hromadným charakterem výtěru.
- Důsledně provádět kontrolu dodržování zákonných předpisů a vyhlášek na ochranu přírody, fauny a rybiho bohatství.

Čistota vody je základním předpokladem pro zachování genofondu našich ryb v jeho současné druhové pestrosti; navíc i pro nejširší veřejnost jsou ryby (případně jejich úhyn) nejvíce patrným varovným úkazem znečištění vody, což v řadě případů má důležitý význam i pro člověka (Hartvich et Kroupa 1989).

Využití přírodních podmínek v boji proti povodním

Uvažujeme-li o ochraně povodí před povodněmi z globálního hlediska, rozlivy v nivách horních toků řek mají stabilizující a tlumivý účinek vzhledem k celkové povodňové bilanci. Je proto žádoucí tyto rozlivy umožnit tam, kde tomu bylo zabráněno a stávající nivy rozlivy zachovat. Zároveň je třeba zajistit co nejrychlejší odtok povodňové vody zpět do koryta. Lze očekávat, že se tento požadavek dostane do přímého rozporu se snahou spíše technokraticky orientovaných pracovníků, kteří pomocí hrází se snaží rozlivům zamezit a zároveň urychlit odtok povodňové vody. Otázkou však zůstane, kam tato vlna odeče a kde se stane nevladatelnou - pak nepomohou žádné hráze. Zkušenosti z povodní v pol. 90. let 20. století na Rýnu, v roce 1997 na Moravě a ze srpna roku 2002 v Čechách to potvrzují. Přes se na horním i na středním toku Rýna hráze ruší, voda se nechává regulovaně vytékat z břehů a obnovuje se přirozený charakter říční nivy - revitalizují se slepá ramena a tůňe, orná půda se převádí na travní porosty a zástavba v inundačním území se ruší (Obrdlík 1998).

Tyto zásahy jsou nesrovnatelně levnější a přitom trvalejší než budování hrází a přehrad. Využívají přirozené schopnosti krajiny vyrovnat se s povodní a nenechat ji přerůst do katastrofických rozměrů. Je zřejmé, že nelze vystupovat proti budování protipovodňových hrází na jakémkoli místě; za určité situace a při stávajícím osídlení se bez nich neobejdeme. Ochrana proti povodním se také samozřejmě neomezuje jen na říční nivy - je celá řada dalších možností, jak udržet vodu v krajině, zpomalit její odtok a ztlumit následky extrémních povodní. I tolik diskutované přehradní nádrže k takovým prostředkům patří, byť je jejich účinnost menší, než se při jejich stavbě očekávalo. V každém případě však platí následující: máme-li jednat zodpovědně a se zřetelem k vzdálenějším časovým horizontům, neobejdeme se při protipovodňové ochraně bez zapojení přírodních fenoménů, jakými jsou přirozené rozlivky bezesporu jsou. Od přírody je třeba se naučit, jak se vyhnout extrémním situacím, v našem případě katastrofickým povodním (Prach et al. 1996e).

Legislativní rámec v ochraně druhů a biotopů

Významným příspěvkem k ochraně ohrožených druhů obratlovců byl vznik tzv. Červené knihy (Červených seznamů) ohrožených a vzácných druhů rostlin a živočichů v SSR v průběhu 80. let minulého století. Přední zoologové zde provedli kategorizaci druhů podle mezinárodně uznávaného návrhu Mezinárodní unie pro ochranu přírody a přírodních zdrojů (IUCN). Aktualizované „Červené seznamy“ rozdělují druhy ryb do šesti kategorií (veden pouze výčet) blíže o problematice pojednává Lusk et Hanel (2000):

I - Vyhynulé druhy - EXTINCT (EX) - Vyhynulý nebo vyhubený.

II - Ve volné přírodě vyhynulé druhy - EXTINCT IN THE WILD (EW) - Vyhynulý nebo vyhubený ve volné přírodě.

III - Obecně ohrožené druhy

1 - CRITICALLY ENDANGERED (CR) - Kriticky ohrožený.

2 - ENDANGERED (EN) - Ohrožený.

3 - VULNERABLE (VU) - Zranitelný.

IV - Druhy blízké ohrožení - NEAR THREATENED (NT) - Téměř ohrožený.

V - Neohrožené druhy - LEAST CONCERN (LC) - Málo dotčený.

VI - Nevhodnocené druhy - Not evaluated (NE) - Nevhodnocený.

Po právní stránce je základní normou zabývající se ochranou druhů rostlin a živočichů vyhláška č. 395/1992 Sb. Ministerstva životního prostředí České republiky, kterou provádějí některá ustanovení zákona ČNR č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, a pozdějších předpisů (dále jen „zákon o ochraně přírody a krajiny“).

Základem ochrany živočichů je komplexní ochrana jejich stanovišť. Zvláště chráněné organismy jsou rozděleny do tří kategorií, a to kriticky ohrožené, silně ohrožené a ohrožené (dle aktuální zákonná norma).

Podle zákona o ochraně přírody a krajiny jsou zvláště chráněni živočichové chráněni ve všech svých vývojových stádiích. Je zakázáno je chytat, chovat v zajetí, rušit, zraňovat a usmrcovat. Chráněna jsou také jimi užívaná přirozená i umělá sídla a jejich biotop. Neopomenutelnou součástí zákona o ochraně přírody a krajiny je část IV. - NATURA 2000, články 5a až 45i, kde je zakotven postup při vytváření soustavy NATURA 2000 a její ochrana (Lusk et al. 2002; Dušek et al. 2004).

Podle výše zmiňované vyhlášky č. 395/1992 Sb. Ministerstva životního prostředí České republiky, kterou se provádějí některá ustanovení zákona o ochraně přírody a krajiny, je chov (držení) v této normě vyjmenovaných zvláště chráněných druhů možný jen se souhlasem orgánu ochrany přírody jako tzv. záchranný chov. Je to držení většího počtu zvláště chráněných živočichů za účelem jejich rozmnožování. Záchranný chov lze povolit jen v rámci záchranného programu vypracovaného pro příslušný druh. Problematiku obchodu s ohroženými druhy řeší zákon ČNR č. 100/2004 Sb., o ochraně druhů volně žijících

ivočichů a planě rostoucích rostlin regulováním obchodu s nimi a dalších opatřeních ochraně těchto druhů, ve znění pozdějších předpisů, často nazývaný jako CITES.

Vstupem České republiky do Evropské unie byly české právní předpisy harmonizovány předpisy evropskými a dále jsou nově pro Českou republiku závazné některé směrnice. Jedná se především o:

Směrnici Rady č. 78/659/EHS z 18. června 1978, o kvalitě sladkých povrchových vod vyžadujících ochranu nebo zlepšení za účelem podpory života ryb. Tato směrnice se týká obsahově kvality sladkých vod ve většině vodních biotopů s výjimkou rybníků užívaných pro intenzivní chov ryb. Cílem směrnice je ochrana a zlepšení kvality stojatých i tekoucích vod z hlediska výskytu ryb a to především původních druhů včetně aspektu přírodní (původní) diverzity a dále případně druhů s účelovým užitím pro potřeby vodního hospodářství. Pro účely Směrnice jsou vody rozlišeny do dvou základních typů a to vody s výskytem lososovitých ryb a vody s výskytem kaprovitých ryb.

Směrnice Rady č. 92/43/EEC z 21. května 1992, o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin. Hlavním cílem této směrnice je podpořit zachování biologické rozmanitosti (biodiverzity) a to jak ochranou konkrétních druhů, tak vymezením zvláště chráněných území - oblastí v systému souvislé ekologické soustavy NATURA 2000. druhy, které požívají ochrany z důvodů ohrožení nebo omezeného výskytu, jsou uvedeny v přílohách II, IV a V uvedené směrnice. **Příloha II** (druhy v zájmu Společenství, jejichž ochrana vyžaduje vyhlášení zvláštních území ochrany - systém NATURA 2000): mihule (*Eudontomyzon sp.*) - týká se mihule ukrajinské (*E. mariae*), mihule potoční (*Lampetra planeri*), hlavatka obecná (*Hucho hucho*) - pouze přirozené populace, losos obecný (*Salmo salar*), bolen dravý (*Aspius aspius*), hrouzek běloploutvý (*Gobio albipinnatus*), hořavka duhová (*Rhodeus sericeus*), sekavec písečný (*Cobitis taenia*) - týká se všech populací rodu sekavec (převážně sekavec podunajský *Cobitis elongatoides*) na našem území, piskoř pruhovaný (*Misgurnus fossilis*), sekavčík horský (*Sabanejewia balcanica*), ježdík žlutý (*Gymnocephalus schraetser*), vranka obecná (*Cottus gobio*). V současné době je navrhováno zařazení několika dalších druhů: hrouzek Kesslerův (*Gobio kessleri*), ostrucha křivočará (*Pelecus cultratus*) a ježdík dunajský (*Gymnocephalus baloni*). **Příloha IV** (druhy v zájmu Společenství, vyžadující přísnou ochranu): v této části není uveden žádný druh, který by se vyskytoval ve vodách ČR, s výjimkou jesetera velkého (*Acipenser sturio*), který je dlouhodobě považován za vymizelý (Lusk et Hanel 2000). **Příloha V** (druhy v zájmu Společenství, jejichž odchyt ve volné přírodě a využívání může být předmětem určitých opatření na jejich obhospodařování): lipan podhorní (*Thymallus thymallus*), hlavatka obecná (*Hucho hucho*), losos obecný (*Salmo salar*), ježdík žlutý (*Gymnocephalus schraetser*) a drsek větší (*Zingel zingel*).

Další právní normou, která má v sobě prvky ochrany ryb a vodních živočichů je zákon NR č. 102/1963 Sb., o rybářství, ve znění pozdějších předpisů, se svou prováděcí vyhláškou 103/1963 Sb. Obě právní normy především představují stanovení základních pravidel i sportovním i produkčním rybářství. Zákon definuje pojem rybářské právo jako právo povinnost chovat, chránit a lovit ryby a jiné vodní živočichy. Zákon i vyhláška se pak týká rovněž toho, za jakých pravidel je rybářské právo uplatňováno.

Podle Dubského et al. (2003) jsou důležitými prvky ochrany ryb zejména: vymezení zakázaných způsobů lovu ryb, zákaz lovu raků, mihulí, škeblí, obojživelníků a některých druhů ryb, všeobecný zákaz lovu ryb a hájení některých druhů v určitém období, stanovení nejmenší lovné velikosti ryb, stanovení maximálního denního úlovku.

Všechna uvedená opatření mají za cíl regulovat intenzitu sportovního rybolovu rybářských revírech. Cílem je, aby těžba ryb sportovním rybolovem nevedla k úbytku ryb. Vyšše uvedené vyhlášky vychází tzv. rybářský řád (platný v podmínkách Českého Moravského svazu), který aktualizuje podmínky rybolovu pro daný rok. V ochraně druhů je ještě dále než vyhláška č. 395/1992 Sb., ve znění pozdějších předpisů. Za celoročně chráněné jsou kromě zákonem chráněných druhů považovány ještě mřenka mramorovaná (*Barbatula barbatula*), jeseter malý (*Acipenser ruthenus*), parma obecná (*Bambus barbatus*), štika mramorovaná (*Proterorhinus marmoratus*), hrouzek dlouhovousý (*Gobio longirostris*) a hrouzek běloploutvý (*Romanogobio albipinnatus*). Zároveň je na základě vyhlášky povolen i lov některých druhů chráněných, např. mníka jednovousého a jelce jesena. S ohledem na to, že rybářské revíry jsou vyhlášeny a výkon rybářského práva se realizuje většinou tzv. volných vodách na našem území, má dodržování ustanovení rybářského řádu velký vliv na stav rybích společenstev.

Právní ochrana vod je řešena v zákoně ČNR č. 254/2001 Sb., o vodách, ve znění pozdějších předpisů (dále jen „zákon o vodách“). Jde především o ochranu kvality vod vodního prostředí jako biotopu ryb a vodních organismů. Každý, kdo nakládá s vodami, je povinen dbát o jejich ochranu. K provedení vodních děl, jejich změnám a změnám jejich užívání, jakož i k jejich odstranění je třeba povolení vodoprávního úřadu. Vlastníci pozemků jsou povinni zajistit péči o ně tak, aby nedocházelo ke zhoršování vodních poměrů, zejména tokových poměrů, odnosu půdy erozní činností a dbát o zlepšování retenční schopnosti krajiny. Vodohospodářský orgán stanovuje při udělení povolení k nakládání s vodami minimální zůstatkový průtok tak, aby byly zachovány ekologické funkce toku. Je zakázáno měnit charakter vodního toku (směr, podélný sklon, příčný profil). Je zakázáno poškozovat vodní díla jejich funkce. Vlastníci vodních děl mají povinnost udržovat tato v řádném stavu a dodržovat podmínky, za kterých bylo vodní dílo povoleno. Je zakázáno vypouštět ryby a ostatní živočichy nepůvodních, geneticky nevhodných a neprovořených populací do toků a nádrží bez souhlasu příslušného vodoprávního úřadu.

Při vypouštění odpadních vod je povinen jejich původce zajišťovat jejich neškodnost. Ukazatele a hodnoty přípustného stupně znečištění vod upravuje nařízení vlády č. 61/2003 Sb. Nařízení definuje podmínky a způsob vypouštění odpadních vod.

Zákon o vodách rovněž řeší způsob povolování vodohospodářských děl. K jejich zřízení je třeba povolení vodohospodářského orgánu, který také stanoví povinnosti a podmínky, za kterých je uděluje. Při povolování staveb platí další obecně platné normy (stavební zákon, stavební řád). V průběhu povolovacího řízení se vyjadřují všichni dotčení účastníci řízení. S ohledem na zájem ochrany životního prostředí má rozhodující význam stanovisko orgánu ochrany přírody, který posuzuje případný dopad realizace stavby na přírodu. Tento případný dopad řeší zákon ČNR č. 100/2001 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí, ve znění pozdějších předpisů.

Velice důležitou součástí naší legislativy jsou mezinárodní úmluvy, do kterých Česká republika vstoupila či už je i ratifikovala. Z obecného hlediska je nutno za nejvýznamnější považovat „Mezinárodní konvenci o biologické diverzitě“ - Rio de Janeiro 1992 (Lusk et al. 2002).

Finanční stimuly v ochraně přírody

Mohlo by se zdát, že naše právní normy zajišťují dostatečnou ochranu, opak je však mnohdy pravdou. Převážná většina lidí zřejmě vnímá zákony související s ochranou přírody jako překážku v uskutečňování svých snů a naplňování ekonomických potřeb. Z těchto důvodů se mnohdy snaží najít v zákoně mezery a obcházet tak právní normy. Proti tomu se dá v demokratické společnosti jen stěží bojovat.

Jedním z mnoha možných stimulů je otočit zákaz na potřebu a náležitě ji finančně uhradit. Nejen proto začaly vznikat různé finanční podpory, a to nejprve ze státního rozpočtu a později z prostředků Evropské unie. Zdaleka ne všechny tyto podpory mají tak silný

pozitivní vliv na ochranu přírody, jak se zprvu zdálo. Například podpora větrných elektráren nebo současné nastavení Agroenvironmentálních programů.

Mezi relativně povedené dotační programy lze zařadit následující:

- ⇒ **Program revitalizace říčních systémů (PRŘS)** existuje od roku 1992 a s jeho finanční podporou bylo realizováno již přes tisíc opatření. Finanční prostředky jsou vyčleňovány ze státního rozpočtu a pravidla pro jejich poskytování stanovuje Směrnice a Metodický pokyn Ministerstva životního prostředí. Řízením PRŘS je pověřen odbor ekologie krajiny MŽP. Organizační složkou státu zabezpečující PRŘS je Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Na regionální úrovni jeho realizaci zajišťují regionální poradní sbory.
- ⇒ V roce 1996 byl schválen, v návaznosti na schválený zákon o státním rozpočtu, dotační titul „**Program péče o krajinu**“ (**PPK**). Finanční prostředky na realizaci opatření jsou každoročně vyčleňovány ze státního rozpočtu. PPK je finančně vázán na příslušný kalendářní rok. Jednotlivé předměty podpory doplňují Program revitalizace říčních systémů, Program drobných vodohospodářských ekologických akcí a programy SFŽP.
- ⇒ V roce 1998 byl přijat vládou schválený rozpočet, kde byla pro kapitolu MŽP stanovena částka 150 milionů Kč na **Program drobných vodohospodářských ekologických akcí (PDVEA)**, který se tak stal nejmladším z krajinotvorných programů MŽP. Jeho cílem je zlepšení životního prostředí formou podpory čištění odpadních vod v menších obcích. Kromě toho by měl pomoci ke komplexní provázanosti krajinotvorných programů a zajistit komplexní přístup k řešení ekologické stability daného území. Je zaměřen na obce, které nemohou řešit problémy s čištěním odpadních vod prostřednictvím Státního fondu životního prostředí nebo prostřednictvím Ministerstva zemědělství. Je určen obcím s počtem ekvivalentních obyvatel nižším než 2000 obyvatel.

3.6. Populační ekologie

Populace je soubor jedinců téhož druhu, žijících na určitém místě v určitém čase. Do tohoto souboru patří všechna vývojová stádia. Genetická definice populace hovoří o populaci jako o reprodukčním souboru jedinců, podílejícím se na společném genofondu, tzv. mendelovská populace nebo elementární populace (Baruš et Oliva 1995a, 1995b; Lebedev 1969; Losos et al. 1984, 1987).

Prostorově je populace v rámci druhu ohraničena buď přirozenými hranicemi (např. populace jednotlivých druhů ryb v izolované vodní nádrži), nebo je definována víceméně uměle (populace jednotlivých druhů ryb v povodí). Území obývané všemi populacemi určitého druhu tvoří areál rozšíření druhu. Soubor lokálních populací, vzájemně si vyměňujících jedince migrací, je označován jako metapopulace. Jednotlivé populace v rámci metapopulace mohou vznikat a zanikat (zejména na okraji území obývaném metapopulací, kde je stabilita populací obvykle nejmenší). Čím je větší migrační propojení mezi jednotlivými místními populacemi, tím je stabilita metapopulace větší, a to nejen z hlediska vyrovnávání hustoty jednotlivých populací a tím rovnoměrného čerpání zdrojů, ale také z hlediska genetické diverzity. Při méně intenzivním migračním propojení jsou okrajové (satelitní) populace méně stabilní. Centrální populace v rámci metapopulace obývá lokality s příznivějším souborem podmínek (zdrojová místa), mívá vyšší porodnost než úmrtnost a migrací „zásobuje“ populace okrajové, které čím více žijí na okraji metapopulace (ve větším měřítku i na okraji areálu), nalézají se v méně příznivých podmínkách (tzv. propadové populace) a jsou víceméně závislé na přísunu jedinců ze zdrojových míst. Obecně malé populace jsou zranitelnější a ohroženější než velké, a to jak z příčin vnějších - lokální katastrofické vlivy, tak vnitřních - úzká genetická základna, příbuzenské páření, nebezpečí degenerace (Begon et al. 1997; Berryman 1981).

3.6.1. Základní charakteristika populace - denzita

Stěžejní populační charakteristikou je hustota (denzita) populace, která představuje počet jedinců populace obývajících určitý prostor, vztažený na jednotku tohoto prostoru (většinou jednotku plochy, popř. objemu - např. u populací živočichů tvořících společenstvo ryb). Kvantitativní stránku populace určitého druhu lze také vyjadřovat v jednotkách hmotnosti – biomasy (Begon et al. 1997).

Rozeznáváme hrubou a ekologickou hustotu populace. Hrubá populační hustota označuje počet jedinců, vztažený na určité území, bez ohledu na to, zda se příslušníci populace na tomto území vyskytují všude, nebo jen na některých částech. Ekologická hustota populace kalkuluje s územím, danou populací přímo, fyzicky obývaným (Rajchard et al. 2002).

Pro přežití populace je důležitá její přiměřená hustota, odpovídající daným podmínkám prostředí, které jsou též k dispozici. Tuto skutečnost vyjadřuje tzv. Alleeho princip. Nepříznivá je jak neúměrně vysoká populační hustota, vyčerpávající potravní zdroje a zvyšující nebezpečí rozšíření parazitůz a infekčních chorob, tak i příliš nízká hustota, která zejména u solitérně žijících druhů v době rozmnožování znesnadňuje setkání obou pohlaví (Losos et al. 1987; Rajchard 1999).

Podle Rajcharda et al. (2002) závisí denzita populace ryb zejména na 4 populačních parametrech, jimiž jsou natalita, mortalita, migrace a imigrace.

Natalita

Natalita představuje počet vykulených jedinců v populaci za jednotku času. Rychlost rozmnožování závisí jak na vnitřních faktorech populace (věková skladba, poměr pohlaví), tak i na faktorech prostředí (ekologické faktory). Podle stupně působení ekologických faktorů se liší natalita ekologická (uskutečněná, realizovaná) od natality fyziologické (maximální, absolutní) (Rajchard et al. 2002).

Mortalita

Mortalita vyjadřuje počet jedinců uhynulých za jednotku času. Rozlišujeme fyziologickou (minimální) a ekologickou (realizovanou) mortalitu. Princip je podobný jako u natality - ekologická mortalita představuje úmrtnost pod vlivem vnějších faktorů, což se týká všech přírodních populací a přísně vzato i uměle chovaných, fyziologická by se týkala populace, jejíž členové by umírali pouze přirozenou smrtí, resp. smrtí danou biologickou hranicí života daného druhu „sešlostí věkem“ (Begon et al. 1997).

U obratlovců je mortalita maximální obvykle v prvním období života. Podle Pivničky (1981) se mortalita u ryb v prvním roce života pohybuje okolo 99 % (z milionů jedinců vylíhnutého plůdku se v přirozených podmínkách dožije prvního roku necelé 1 %).

Vzájemný poměr natality a mortality informuje o stavu populace: při vyšší natalitě jde o populaci rostoucí, při vyrovnané stabilní, při převažující mortalitě je populace vymírající, ať už z vnitřních příčin (např. degenerace), nebo vnějších (např. vlivem klimatických faktorů v extrémních letech, enormního predatorního tlaku při porušení biologické rovnováhy, nedostatku potravy apod.). Lokality obývané populací s převažující porodností nad úmrtností jsou označovány jako zdrojové, a z populací na nich žijících mohou jedinci doplňovat populace jiné. Naopak lokality, kde žijí populace s mortalitou převyšující natalitu (např. vlivem nepříznivých podmínek prostředí), jsou označovány jako propadové. Zde žijící populace jsou tedy odkázány na imigraci jedinců z jiných populací v rámci metapopulace (Begon et al. 1997; Kennedy 1975).

Migrační parametry taktéž ovlivňují hustotu určité populace: emigrace ve smyslu porném (odchod jedinců do jiných populací téhož druhu), imigrace ve smyslu kladném říchod jedinců do určité populace z populací jiných).

Podle Rajcharda et al. (2002) jsou důvody migrace rybích populací zejména:

Potrava: z nutnosti přístupu k potravě. Většinou pouze na krátké vzdálenosti, u sladkovodních druhů ryb není tak významná.

Rozmnožování: Týkají se jak sladkovodních ryb, z nichž mnohé druhy migrují na místa výtěru (trdlišť) do horních úseků řek, kde mají vyvíjející se jikry výhodnější podmínky, pro inkubaci (kvalita vody včetně vyššího obsahu kyslíku ve vodě, nižší predanční tlak), tak i ryb mořských - známé jsou např. hromadné předvýtěrové tahy sledě *Clupea harengus*. Mezi rybami ovšem existují i druhy, žijící v dospělém stavu v mořích a migrující na místa rozmnožování do horních toků řek (anadromní ryby, např. losos obecný *Salmo salar*), a naopak ryby rozmnožující se v mořích a žijící jinak ve sladkých vodách (katadromní ryby, nejznámější je úhoř říční *Anquilla anquilla* a jeho severoamerický příbuzný *Anquilla rostrata*, kladoucí jikry v hlubinách Sargasového moře).

Klimatické faktory: Způsobují především emigrace, které jsou zdrojem vzniku nových populací, obsazování dosud dotyčným druhem neosídlených oblastí a tím omezuje možnost zániku druhu jako celku, stanou-li se v původním místě výskytu podmínky pro přežití nevhodné.

Invaze: Areály rozšíření jednotlivých druhů organismů nejsou neměnné, k určitým „pulsacím“ hranic areálu dochází normálně i u dobře prosperujících druhů. Náhlé migrační cesty hromadného charakteru na dosud neosídlená území jsou označovány jako invaze. Úspěšnost invaze, tedy skutečné osídlení nové oblasti a tak rozšíření areálu druhu závisí na mnoha faktorech, jak vnitřních (vlastnosti druhu, zejména jeho adaptabilita vůči případným odlišným faktorům prostředí), tak vnějších (podmínky prostředí, resp. volná či málo se překrývající ekologická nika).

olísání populační hustoty

Hustota populací v přirozených podmínkách podléhá více či méně výrazným, druhově ecifickým změnám. Podle Rajcharda et al. (2002) lze rozlišit 2 základní typy kolísání populační hustoty:

- kolísání v průběhu roku - oscilace, zvláště nápadné ve středních a vyšších zeměpisných šířkách s výrazně sezónním rozmnožováním. Maximální populační hustota nastává na konci období rozmnožování, minimální před započítím období rozmnožování (mezi jednotlivými obdobími rozmnožování jedinci nepřibývají, pouze ubývají).
- kolísání v průběhu více let - fluktuace (v některých literárních pramenech se lze setkat s výrazem víceletá oscilace); je výsledkem rozdílů mezi natalitou a mortalitou v jednotlivých letech, kdy se střídají maxima i minima populační hustoty. Výrazné je pravidelné střídání populační hustoty u tzv. gradačních druhů. Gradace má stálý průběh. Z nejnižší úrovně populační hustoty (fáze latence) postupně vzrůstá nejprve pomaleji (fáze progradace), vzestup populační hustoty se zrychluje (fáze progrese), hustota populace kulminuje (gradační vrchol) a následuje prudký pokles na hodnoty blízké původním (fáze retrogradace), dojde opět k fázi latence a cyklus se opakuje. Délky cyklů jsou druhově specifické. Zvýšená predace v době vysoké početnosti kořisti je výsledkem dostupnosti pro predátora, a to nejen v důsledku vyšší populační hustoty, ale současně i nižší kondice kořisti, způsobené nedostatkem její vlastní dostupné potravy o potřebné kvalitě. Vyšší populační hustota kořisti znamená odčerpání jejích potravních zdrojů a tím snížení vitality a následně zvýšení dostupnosti pro predátory. Po pádu populační hustoty zpět do fáze latence dochází v důsledku drastického úbytku potravy i k poklesu počtu predátorů.

V případě vysoké hustoty populace predátora dochází i při dostatku dostupné potravy k omezení jeho populace dostupností některého jiného zdroje, např. prostorového charakteru - vhodného výtěrného substrátu, úkrytu apod. To určí horní hranici hustoty populace predátora bez ohledu na množství kořisti (Welcomme 1979).

Růst hustoty každé populace není neomezený. Vzestup populační hustoty na území populací obývaném stoupá do doby, kdy se zdroje (potravy, vody, prostoru atd.) stanou omezenými. Natalita se pak vyrovná s mortalitou, populace je v souladu s nosnou kapacitou prostředí. Principem, udržujícím hustotu populace v určitých mezích, je hustotně závislá regulace, která zajišťuje snížení přírůstku populace při zvýšení její hustoty. Hlavními mechanismy hustotně závislé regulace je vnitrodruhová konkurence (početnější populace má k dispozici relativně menší zdroje, což se odrazí zvýšenou mortalitou, omezenou intenzitou reprodukce) a predace (vyšší hustota populace znamená snazší dostupnost pro predátory) (Ayala 1972; Reichholf 1999).

Jednotlivé druhy mají specifickou nosnou kapacitu prostředí. Tato skutečnost má význam v mezidruhové konkurenci: každý z konkurujících si druhů má rozdílnou nosnou kapacitu prostředí. Druh s nižší kapacitou bude konkurenčně méně úspěšný - jeho konkurent může zvyšovat populační hustotu v situaci, kdy první druh již toho není schopen, a proto v konkurenci podléhá (Begon et al. 1997).

3.6.2. Dynamika početnosti rybích populací

V současné době, kdy většina našich volných vod je rybářsky obhospodařována nebo ovlivňována, působí činnost člověka přímo (vysazování násad, lov ryb) či nepřímo (úpravy vodního prostředí, manipulace s vodou, úprava vodního režimu, vodní stavby) na stav a vývoj rybního osídlení a tedy i populace jednotlivých druhů. V případech, kdy je početnost druhu ve vodním ekosystému v podstatě určována a vytvářena činností člověka (např. v rybnících), je vhodnější pro taková seskupení ryb používat označení obsádka. O rybích populacích pojednáváme proto obvykle ve vztahu k tzv. volným vodám. Znalost zákonitostí dynamiky kolísání početností rybích populací a nejvýznamnějších faktorů, které v tomto směru působí, je základem rybářského obhospodařování a ochrany toho kterého druhu a konečně i využití jeho produkčních schopností. Populace ryb je seskupení dynamické, a to jak ve vztahu k určitému vodnímu systému, tak i z hlediska časového sledu. Proto jsou u populací ryb studovány základní populační charakteristiky, které od odhadů početnosti vyúsťují v odhady biomasy (Baruš et Oliva 1995a; Rajchard et al. 2002).

Dynamika početnosti rybích populací zajímá člověka především z hlediska možného výlovu ryb a využití části populace pro vlastní výživu. Z tohoto důvodu řada prací o dynamice početnosti a růstu ryb hodnotí též změny biomasy (tj. hmotnosti) populací ryb včetně tvorby nové biomasy (tj. produkce). Populační studie mohou zahrnovat pouze jeden druh anebo více druhů. Ve druhém případě již přesahují populační ekologickou úroveň a lze je řadit do dalšího oddílu ekologie, kterým je studium společenstva. Monograficky byla u nás zpracována populační dynamika např. ostroretky stěhovavé (Lusk 1967), pstruha obecného (Kirka 1974; Libosvářský 1968), okouna říčního (Holčík 1969), plotice obecné a oukleje obecné (Chitradivělu 1974), parmy obecné (Peňáz 1977). Samostatné kratší práce zabývající se populační dynamikou jednotlivých druhů ryb byly věnovány například štice obecné a blatňáku tmavému (Mišík 1964), štice obecné (Holčík 1968; Vostradovský 1969a), plotici obecné (Holčík 1967b; Pivnička 1975), perlínu ostrobřichému (Holčík 1967a), okounu říčnímu (Pivnička et Švátora 1977) a řada dalších. V těchto pracích jsou většinou hodnoceny základní populační charakteristiky, tj. věkové složení, mortalita, růst, relativní a absolutní početnost, biomasa, event. produkce.

Dynamika rybích populací a věkové složení rybích populací se mění v závislosti na jejich věkovém složení. Nejvíce se tato skutečnost týká krátkověkých ryb, kde je fluktuace v početnosti značně urychlována tím, že tyto ryby reagují výrazněji na všechny změny, jako např. na potravní nabídku, zdravotní stav apod. Dubský et al. (2003) dále uvádí,

přelovením (nadměrným odlovem) však může nastat situace, kdy je ohrožena reprodukce rybníka. Stabilita celé populace je naopak méně ohrožena, pokud jsou přítomny různé ročníky. To se ovšem týká především těch ryb, které se ve volných vodách pravidelně rozmnožují, bez ohledu na koliv ryb, jejichž početnost je zcela závislá na umělém doplňování nasazováním.

Tam, kde je zpracováno více druhů ryb z dané lokality, v některých případech všechny, hodnocena především početnost a biomasa. Práce podobného zaměření u nás začínají padesátých letech studiím početnosti a biomasy rybích populací v polabských tůních Oliva (1955a, 1955b, 1957, 1958, 1959, 1960).

Vliv kolísání vodních stavů na dynamiku populací ryb se zabýval Holčík et Bastl (1997). Vliv povodně na ichtyocenózu zkoumal například Langhammer (2005), Lojkásek et al. (2005), Lusk et al. (1998a, 2000b). Početnost a biomasa ryb v horních a středních tocích byla podrobně hodnocena v pracích Halačky et al. (2002), Hanela et al. (1998), Kirky (1968), Kubečky et al. (2004), Libosvárského (1973, 1977), Libosvárského et Wohlgemutha (1973), Lohnického et Luska (1998), Lojkásek et al. (2002, 2005), Luska (1970, 1973, 1976, 1977), Luska et al. (1992, 1998b), Luska et Holčíka (1998), Vaity et Pivničky (2002), Pivničky (1998a, 1998b, 1996, 2000), Welcommeho et Hallse (2001) a řady dalších. Základní metody studia populační dynamiky jsou uvedeny například ve Fauně ČR a SR - Míhulovci (Baruš et Oliva 1995a) v *Ichtyologické příručce* (Holčík et Hensel 1971), v *Ichtyologii* (Holčík 1998a), ve skriptech *Ekologie ryb* (Pivnička 1981).

Jak již bylo řečeno, zahrnují-li populační studie více druhů, jedná se o další oddíl ekologie, kterým je studium společenstva.

6.3. Společenstvo ryb (ichtyocenóza)

Společenstva organismů, obecně biocenózy (u ryb ichtyocenózy), jsou druhově heterogenní soubory rostlin, živočichů a mikroorganismů, vyskytující se v přírodě jako systémy vzájemnými vztahy provázaných prvků. Jejich složení a vzájemný kvantitativní poměr je podmíněn faktory biotickými i abiotickými. Při výzkumu společenstev, jejich znaků a dynamiky, se používají metody, zachycující jejich momentální stav nebo změny, které vedou k kvalitativním a kvantitativním změnám, se používají metody, zachycující jejich momentální stav nebo jejich dynamiku. Aby mohlo být společenstvo označeno jako biocenóza v pravém slova smyslu, musí splňovat určité podmínky (Losos et al. 1984).

Ichtyocenóza zdůrazňuje dynamickou rovnováhu všech členů ichtyocenózy (spjatých složitými mezidruhovými vztahy), která se udržuje v rovnovážném stavu se svým prostředím, to autoregulací. K charakteristickým znakům ichtyocenózy v pravém slova smyslu patří stabilita, nezávislost, autoregulace. Předpokladem stability jsou homeostatické mechanismy, vyrovnávající rušivé vlivy prostředí. Významným činitelem autoregulace je princip zpětné vazby (Ayala 1972).

Ichtyocenóza daného ekosystému tvoří energeticky autonomní útvar, který reaguje specifickým způsobem jako samostatný celek (analogie organismu). Přečty, hranice mezi různými společenstvy jsou někdy v přírodě těžko určitelné - ichtyocenózy mají určitou kontinuitu, jen některá mají ostré hranice (Rajchard et al. 2002).

Ichtyocenózy jsou charakteristické pro určité typy prostředí - v prostředích podobného typu se opakují podobné ichtyocenózy, s analogickým druhovým složením, strukturou i funkcí. Podle zeměpisné šířky a délky se může druhové složení společenstev lišit, ale různé druhy, vykonávající ve struktuře srovnatelných ichtyocenóz stejnou funkci, patří k týmž životním formám, zaujímají přibližně stejnou ekologickou niku (Begon et al. 1997).

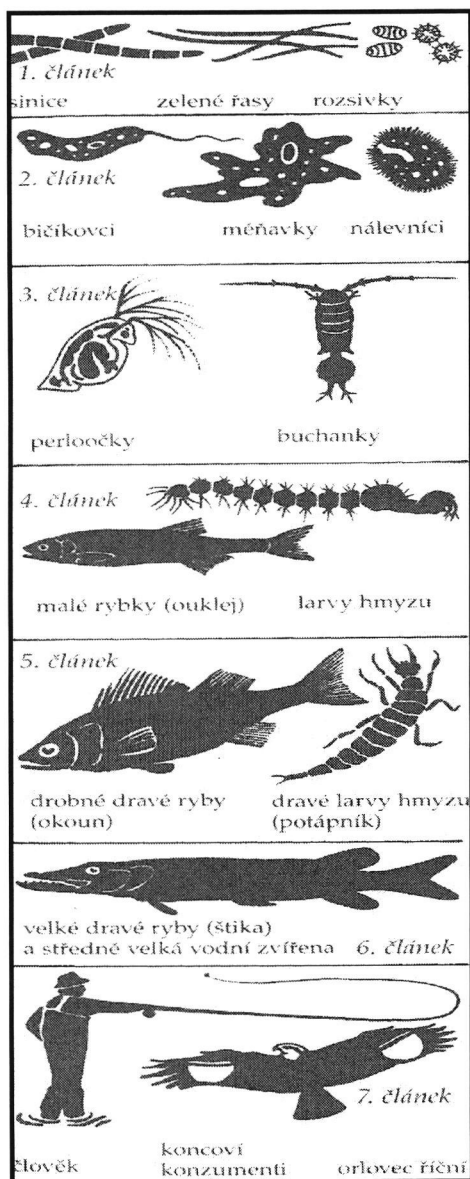
Podle Rajcharda et al. (2002) nejsou ichtyocenózy schopny samostatné existence, mají pevnou vazbu na prostředí. Prostředí, v němž žije určitá biocenóza, je biotop. Existuje řada definic, většina autorů chápe biotop jako abiotické prostředí biocenózy, vyznačující se souborem biotických podmínek (někdy označovaných jako abiocén).

6.3.1. Struktura ichtyocenózy

Strukturu ichtyocenózy lze hodnotit zejména podle vzájemného zastoupení a charakteru slušníků jednotlivých trofických úrovní viz následující obr. 4.

obr. 4: Pastevně kořistnický potravní řetězec vodního prostředí

Organismy jednotlivých trofických úrovní ichtyocenózy (primární producenti, konzumenti jednotlivých trofických úrovní, destruenti) spolupracují, že příslušné biologické procesy vedoucí ke stabilitě ichtyocenózy jsou v rovnováze. Každý druh v ichtyocenóze určitou úlohu. Některé jsou pro existenci charakteristických znaků té ichtyocenózy natolik významné, že jejich odstranění by vedlo k zániku ichtyocenózy resp. zásadní změně jejího charakteru. Tyto druhy patří buď mezi dominanty, nebo mezi tzv. klíčové druhy. Dominanty jsou organismy, které tvoří významnou část ichtyocenózy, početně nebo hmotnostně. Klíčové druhy jsou organismy, jejichž význam má pro strukturu ichtyocenózy větší význam, než by odpovídalo jejich četnosti, např. predátoři, ovlivňující především celkovou strukturu ichtyocenózy („top-down“ regulace). Extrémními případy jsou tzv. ekosystémoví stavitelé – exosystem engineers (např. křák – *Castor sp.*, stavbou hrází „buduje“ lokální křácké ekosystémy (Rajchard et al. 2002).



6.3.2. Stabilita ichtyocenózy

Podle Rajcharda et al. (2002) je zásadní problematikou ichtyocenózy jejich stabilita. Stabilita souvisí se stabilitou komplexu podmínek prostředí:

čím jsou životní podmínky biotopu rozmanitější, tím víc druhů je v biocenóze zastoupeno, přičemž hustota druhových populací je nízká - velmi členitý biotop umožňuje existenci (poskytuje podmínky) pro výskyt většího počtu druhů;

čím více se životní podmínky biotopu odchyľují od běžných podmínek pro danou oblast, tím je biocenóza druhově chudší, populace několika málo druhů však mohou dosahovat vysoké hustoty (např. extrémní podmínky vnitrozemských slaných jezer, vysokohorské podmínky, ale i silně znečištěné vody apod. entropicky změněné podmínky); toto pravidlo však nepatří ve všech případech;

⇒ stabilně příznivé biotopy jsou druhově bohaté, stabilně extrémně nepříznivé biotopy jsou extrémně druhově chudé.

Ryby na změny prostředí reagují. Komplexní reakcí jedinců, resp. celé populace je např. rozmístění jedinců v prostoru (disperze) tak, aby byl touto cestou maximálně zmírněn dopad nepříznivého působení změny podmínek prostředí. V případě ichtyocenózy platí, že určitý stupeň proměnlivosti podmínek zajišťuje koexistenci různých druhů v prostoru a čase při jejich konkurenci snížené na úroveň, která společnou přítomnost v ichtyocenóze umožňuje. Ryby obsazující stejnou nebo podobnou ekologickou nikou mohou koexistovat často pouze vlivem proměnlivosti prostředí. Reakce každého druhu (populace) vyvolá pochopitelně změny v populacích dalších druhů, s nimiž žije ve vzájemné interakci v rámci mezidruhových vztahů. Tyto následné změny končí v situaci, kdy další změna vede k změnám opačného charakteru. To je princip zpětné vazby. Stabilní stav, který takto nastává, je dynamickou rovnováhou, oscilující kolem teoretického rovnovážného stavu (Rajchard et al. 2002).

3.6.3.3. Kategorie ichtyocenóz

Řada autorů (Begon et al. 1997; Losos et al. 1987; Odum 1977; Rajchard et al. 2002) se shoduje na následujícím rozlišení společenstev (ichtyocenóz).

Členění ichtyocenóz podle své stability

Podle stability společenstev Rajchard et al. (2002) rozlišuje ichtyocenózy *ustálené*, *proměnlivé*, *přechodné* a *smíšené*.

- *Ustálené* ichtyocenózy, jejichž druhové složení se nemění ani v delších časových úsecích mohou být buď nezávislé nebo závislé. Nezávisle ustálené ichtyocenózy jsou vedle biotických podmínek ovlivněné i vnitřními procesy. Závisle ustálené ichtyocenózy odpovídají svým složením více podmínkám prostředí, a to jak přirozeným, tak i člověkem podmíněným. Pod tlakem působení člověka vznikají i zcela umělé ichtyocenózy, antropogenní cenózy (biocenózy). Tyto ichtyocenózy mohou vznikat úmyslně lidskou činností nebo vznikají samovolně na člověkem zcela pozměněných stanovištích. Obhospodařované rybníky jsou osídleny jednak zcela umělým společenstvem ryb a v souvislosti s tím a s hospodářskými zásahy ovlivněnými společenstvy dalších obratlovců (ptáků, obojživelníků, savců) a bezobratlých, která lze považovat za společenstva polopřirozená.
- *Proměnlivé* ichtyocenózy jsou takové, v nichž probíhají změny v druhovém složení včetně vzájemného zastoupení druhů. Změny probíhají buď cyklicky (např. u víceméně umělých společenstev obnova rybníčního společenstva ryb po každém vypuštění a opětném napuštění rybníka apod.) nebo zákonitým, postupným vývojem, který se nazývá sukcese a probíhá přes sukcesní stádia. Sukcese končí buď ustálenou ichtyocenózou, která je v rovnováze s prostředím (klimax), nebo zánikem ichtyocenózy, způsobeným vyčerpáním substrátu.
- *Přechodné* ichtyocenózy (ekotony) existují na styku různých ichtyocenóz, tvoří přechod mezi cenózami různého typu, často osídlující specificky vyhraněné životní podmínky. Jsou ovlivněny sousedícími ichtyocenózami, mají však i své specifické znaky.
- *Smíšené* (komplexní) ichtyocenózy vznikají proto, že biotopy nejsou v celém svém rozsahu stejné ve všech svých znacích a vlastnostech a to zonálně i mozaikově. Existují tak v závislosti na podmínkách prostředí (biotopu) zonální (pásové) ichtyocenózy. Taková zonace je typická např. horizontálně na březích řek, mořském pobřeží včetně pobřežní linie ostrovů, v litorálním pásmu stojatých vod.

enění ichtyocenóz podle svého původu

Rajchard et al. (2002) rozděluje ichtyocenózy podle původu na *primární* a *sekundární*. *Primární* (přirozené) ichtyocenózy jsou stále více narušovány člověkem. V obydlené krajině jsou jen vzácné a ostrůvkovité, v rámci biosféry se jedná např. o Antarktidu, částečně Arktidu, bohužel stále menší území lesů různého typu, hlubiny oceánů, některé neobydlené ostrovy. I tato zbylá území jsou ovlivňována lidskou činností nepřímo - znečištěné ovzduší či narušená ozonosféra mohou ovlivnit i vzdálené neobydlené kraje, kontaminace moře vypouštěnými odpady ovlivňuje mořské hlubiny apod. Za primární ichtyocenózu lze rovněž označit hydrosérii v nově vzniklých nádržích na místě, kde předtím nebylo vodní a mokřadní prostředí (vytěžené pískovny, důlní propadliny - tzv. pinky, na místě lesů, apod.).

Sekundární ichtyocenózy vznikly a vznikají na místě primárních ichtyocenóz. Podle intenzity lidského působení se může jednat o společenstva blízka přirozeným nebo až společenstva zcela umělá (biocenoidy), schopná existovat pouze za předpokladu trvalých zásahů člověka (umělá společenstva ryb obhospodařovaných rybníků), často za složitě a intenzivní pomoci techniky. Ani u těchto uměle udržovaných ichtyocenóz však zcela nevymizely autoregulační procesy. Nejvyšším stupněm ovlivnění člověkem se vyznačují synantropní společenstva, tj. cenózy vzniklé a existující v blízkosti člověka, v lidských sídlech apod.

váženost ichtyocenóz

Prostředí volných vod (řek, odstavených ramen a jiných povrchových vod) nám šinou neumožňuje přesvědčit se o skutečných poměrech v rybí obsádce. Nelze je totiž pustit a zjišťovat tak hlavní charakteristiky ichtyocenóz. Tyto údaje není možné získat ani v jediném vypuštění údolní nádrže, při kterém by slovení rybí obsádky bylo natolik žité, že se s podobným hodnocením nedá kalkulovat (Adámek 1997).

Několik poznatků bylo nashromážděno např. z inundačního území řek, kde ryby stávají po poklesu hladiny uzavřené v postranních ramenech, tůních apod. V některých byla i obsádka i vytrávena a zjištěny důležité populační parametry (např. tůň Labe Čelákovících, ramena na Dunaji aj.) (Oliva 1957).

Přesnější údaje o různých populačních parametrech charakterizujících skutečný stav rybí populace, byly naměřeny na malých tocích, které bylo možné v určitých úsecích chradit a ryby z přesně změřeného úseku vylovit (Adámek 1997).

Takové údaje jsou nesmírně cenné a ukazují vždy skutečné poměry v rybí obsádce. Vycházet při podobných hodnoceních pouze ze statistických výkazů o úlovcích ryb udici však nelze, i když i tyto údaje (při nedostatku jiných přesnějších) mohou být určitým důvodem pro rozhodování rybářského hospodáře Dubský et al. (2003).

Většina autorů se shoduje na následujících hlavních charakteristikách ichtyocenóz.

Hustota druhů
Denzita
Abundance
Biomasa
Dominance
Konstance
Druhová diverzita
Ekvitabilita

Uvádím zde pouze výčet charakteristik, neboť popis a použití je uvedeno v kapitole *Metodika*.

Pro podobná hodnocení a porovnávání údajů důležitých i z hlediska celkové produkce ryb existují různé koeficienty, z nichž bych uvedl alespoň koeficient F/C, vyjadřující hmotnostní podíl dvou základních skupin ryb „nedravých a dravých“ (Baruš et Oliva 1995a).

Odhady abundance a biomasy v ichtyocenóze

Metody pro odhad abundance a biomasy ryb v tekoucích vodách jsou různého druhu. Může se začít přímým pozorováním a počítáním kusů (na trdlištích nebo pozorováním z mostu za použití polarizačních brýlí aj.) a pokračovat odchycem ryb v korytě po odvedení vody bočním náhonem nebo po zadržení vody zdvižením klapky jezu, vypumpování zbylé vody v tůních, odchycem ryb do sítí po předcházejícím narkotisování. Jestliže můžeme ryby zahubit, jsou k dispozici specifické rybí jedy. Je možno též využít náhodných otrav nebo udušení ryb v toku, avšak přesnost takového odhadu bývá problematická, protože neznáme, zda byla otrávena celá populace, či zda některé otrávené ryby nebyly mezitím zcizeny. Spíše teoreticky než prakticky můžeme do metod zahrnout i lov ryb na udici. Značnou nevýhodou je tu malá účinnost lovu, jestliže kalkulujeme počet ryb ulovených za jednu hodinu trvající úsilí rybáře. Posléze se dostáváme, vynecháme-li lov ryb pomocí třaskavin, k lovu elektřinou jako modernímu prostředku (Adámek 1997; Baruš et Oliva 1995a; Holčík et Hensel 1971; Pivnička 1981; Říha 1967).

Jak je patrné, inventarizace ryb v toku není jednoduchou záležitostí; ke složitosti a těžkosti přispívá dále i sám objekt lovu - ryba - svými životními projevy. Při vlastním odlovu jde především o určení hranic v řece. V toku bez umělých bariér (kromě obou přehových linií) postrádáme hranice. Tyto hranice je nutno stanovit, protože při výběrovém sběru provádíme odlovy jen v určitých omezených úsecích toku. Ryba je však pohyblivý tvor a v průběhu svého života nám tyto hranice libovolně ignoruje a překonává. Např. u pstruha obecného potočního se může v odhadech negativně projevit ta okolnost, že pstruh se zvětšováním rozměrů svého těla vyhledává větší vody, širší a hlubší partie toků, tedy utuje po proudu, naopak pohlavně zralí jedinci plavou na podzim proti proudu na trdliště. V případě, že tok má určité bariéry, které znemožňují imigraci nebo emigraci ryb, zůstává pohyb z jedné části toku do druhé často velký. Pohybů, které ryba vykonává, je celá řada a uskutečňují se často v různých ročních sezónách. Jde např. o tahy na tření za potravou, nebo pohyby spojené s obranou teritoria, změnou stavu vody, teploty vody, nasycení či obsahu rozpuštěného kyslíku, hodnoty pH apod. Kromě toho jsou známy i pohyby zcela náhodné, bez cíle. Na druhé straně u mnohých druhů, nevyjímaje lososovitě, bylo dokázáno, že v určitých obdobích svého života jsou stanovištně stálé, že jejich home range je omezen na poměrně malý okrsek toku, alespoň se to týká tzv. sedentární složky populace. Tato stálost není porušena v podstatné míře ani velkou vodou nebo jinými fyzikálními výkyvy v toku (Baruš et Oliva 1995a, 1995b).

Z hlediska statistického přístupu k úlovkům je nevýhodné, že osídlení řeky rybami není homogenní. Homogennost rybí populace v řece je porušena preferencí různých stanovišť různými druhy či velikostními skupinami, o níž rozhoduje např. přítomnost potravních zdrojů, úkrytů, vhodná hloubka vody, proud vody či substrát, nebo je dána sociálním chováním druhu apod. rozdílů v rybím osídlení v závislosti na hloubce vody a typu dna zmínil Lelek et Lusk (1965). Zdá se, že nejbohatšími úseky v řece jak kvalitativně, tak kvantitativně jsou úseky řek na přechodu mezi peřejnatým proudem a fluviatilním úsekem, kde proud přechází v tůň (Lelek et Lusk 1965).

Vzhledem k tomu, že rybí osídlení v tom kterém úseku není příliš jednotné ani příliš stejné jak místně tak časově. Je nutno zvolit pro odhady populace takové úseky toku, které představují různá prostředí vyskytující se v toku. Pozornost nutno věnovat i druhé stránce výběru, a sice výběrovosti lovu, protože snad všechny lovné prostředky jsou touto vlastností postiženy.

Nemusíme konat mnoho odlovů, běžně vystačíme jen se dvěmi. Vysoká účinnost lovu má za následek, že i větší proměnlivost v hodnotách pravděpodobnosti chycení, ať již u některých druhů či velikostí ryb, může způsobit při odhadu velikosti obsádky jen malé chyby.

Metoda užití ultrazvukových přístrojů (echoloty) - tato metoda se používá stále častěji. Vychází se ze skutečnosti, že ozvy ryb lze nahrát na citlivý magnetický záznam a ten pomocí počítače přeměnit na číselný kód k dalšímu hodnocení. Používají se echoloty firmy SIMRAD z Norska, FURUNO z Japonska, BIOELECTRONIC z USA (Adámek 1997).

Metody odlovu ryb a lovící prostředky

Většina současných autorů používá při faunistických výzkumech i výzkumech kvantitativního charakteru elektrolov. Vliv elektrolovu na ryby sledovali mimo jiných Lelek (1952, 1966); Lelek et Libosvářský (1965); Libosvářský (1967a, b). Baruš et Oliva (1995a) tvrdí, že k opakovaným odlovům lze použít i sítě, v menších tekoucích vodách je ale méně efektivnější elektrolov.

Použité lovící prostředky (lov ryb elektrickým agregátem, lov ryb pomocí sítí a lov ryb pomocí samočinných lapadel) jsou podrobněji popsány v následující kapitole 3. *Metodika*.

Metodika

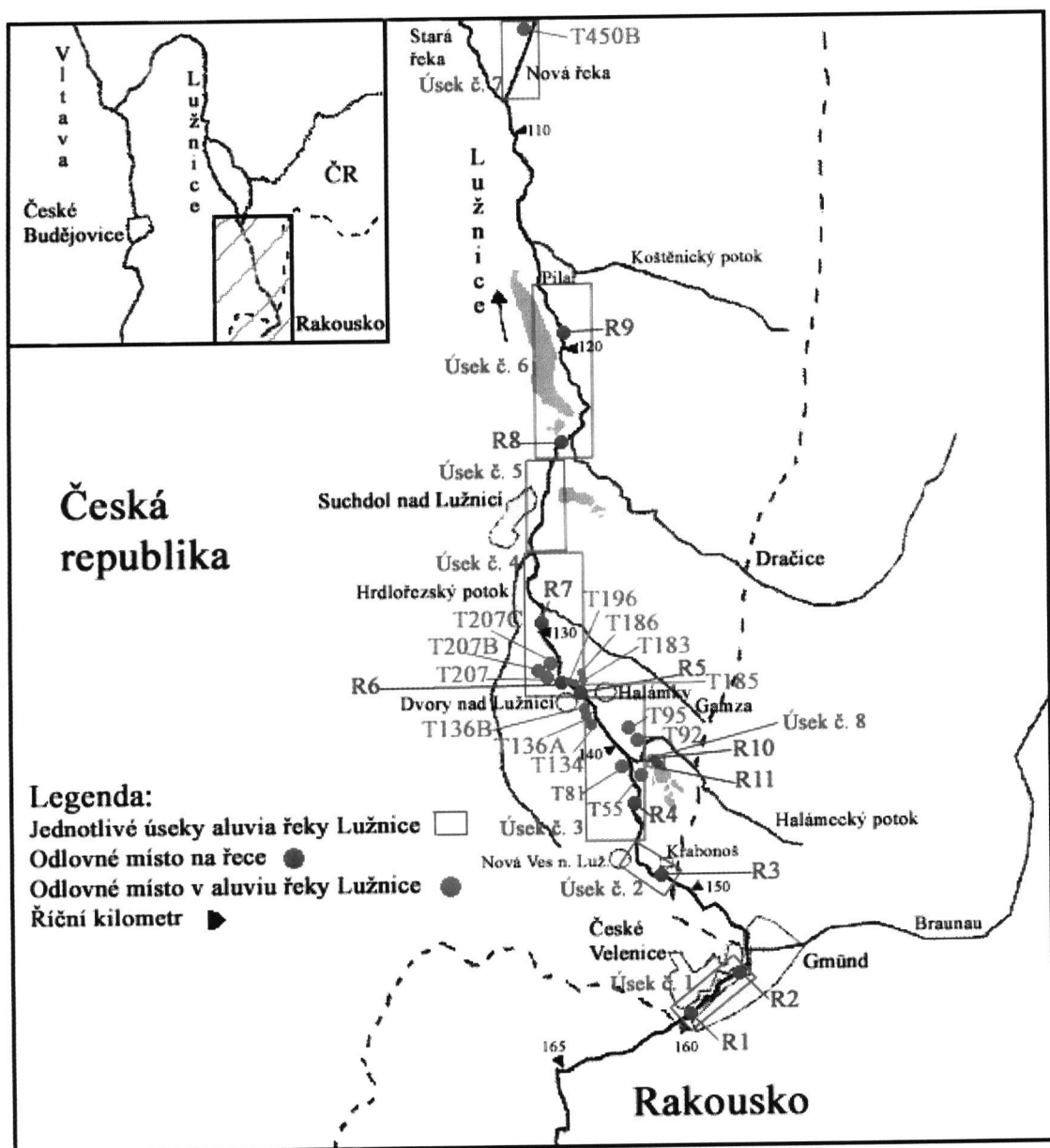
1. Charakteristika jednotlivých úseků řeky Lužnice

Prach et al. (1988) rozdělují celý tok řeky Lužnice v podélném profilu na 4 odlišné úseky. Pro potřeby této práce bylo zapotřebí provést podrobnější členění úseků, a to především v zájmovém území od Českých Velenic (160 ř. km) po jez Pílař (117 ř. km) a dále část Nové Vsi od rozvodí se Starou řekou (108,5 ř. km) až po Novořeckou Baštu (106 ř. km). Zájmový úsek nivy zahrnuje tedy přibližně 43 ř. km toku řeky Lužnice a 2,5 ř. km toku řeky Staré. Z tohoto důvodu bylo již od listopadu 2001 zahájeno podrobné mapování zájmového území vlastního toku řeky Lužnice i přilehlého aluvia. Jako stěžejní podklad pro orientaci v terénu posloužily podrobné mapy vypracované Černým (1994) v měřítku 1:25 000, které byly porovnávány s kartografickými mapami v témže měřítku. Tyto mapy byly postupně doplňovány o nově vzniklá říční ramena, ostrůvky, permanentní i periodické přehradní a o propojovací kanály, které při zvýšených průtocích zajišťují komunikaci hlavního toku řeky Lužnice a naopak. Všechny původní a nově vzniklé tvary v zájmovém území aluvia řeky Lužnice byly dle jejich geomorfologické, hydrologické a ekologické analýzy zařazeny do jednotlivých funkčních celků, a to podle klasifikačního systému uváděného nejenom Černým (1994), ale i Černým (1998a). Podrobně je tato problematika popsána v subkapitole 2.3.2. *Typy vodního prostředí v inundačním území*.

Od února 2002 byla postupně vytipována jednotlivá odlovná místa, a to jak na hlavním toku řeky Lužnice (9 odlovných míst R1 - R9), tak i na přítocích (2 odlovná místa R10 a R11) v aluviu řeky Lužnice (15 odlovných míst). K označení odlovných míst v aluviu řeky Lužnice bylo použito číslování jednotlivých tůň uváděné Černým (1994). Dále byla vytipována 2 odlovná místa vhodná k instalaci samočinných lapacích zařízení. Kritéria výběru jednotlivých odlovných míst jsou podrobněji popsána níže v subkapitolách 4.2. - 4.4.

Celá zájmová oblast byla rozdělena do 8 různých úseků, jejichž znázornění je patrné na následujícího obr. 5. Mezi úsekem č. 6 a č. 7 byla z průzkumu vynechána část řeky Lužnice v přilehlém aluviu (8,5 ř. km). Důvodem byl probíhající ornitologický průzkum daného území a lidská aktivita (v podobě odlovů ryb za pomoci elektrického agregátu) by byla výrazným rušivým prvkem.

obr. 5: Mapa úseků nivy Lužnice a lokalizace jednotlivých odlovných míst



4.1.1. Úsek č. 1 - Hranice s Rakouskem (České Velenice; 160 - 156 ř. km)

Úsek je dlouhý 4 ř. km a řeka Lužnice zde tvoří v délce cca 2,5 ř. km státní hranici s Rakouskem. Jedná se převážně o člověkem upravovaný úsek toku. Patří do pstruhového revíru Lužnice 12. Šířka nivy (dá-li se o nivě vůbec hovořit) nepřesahuje 100 m a není zde evidována žádná tůň. V tomto úseku byla vytipována 2 odlovná místa v eupotamonu (R1; R2) viz obr. 5 (Mapa úseků nivy Lužnice a lokalizace jednotlivých odlovných míst).

4.1.2. Úsek č. 2 - Hranice s Rakouskem (Krabonoš - jez v Nové vsi nad Lužnicí; 149 - 146 ř. km)

Úsek je dlouhý 3 ř. km. Šířka nivy se pohybuje od 300 m u hranic s Rakouskem po 150 m v okolí mostu u Krabonoše. Řeka teče severozápadním směrem a koryto sleduje převážně levý okraj nivy. Severní terasový stupeň je výrazně vyšší než jižní (relativní výška

5 m, jižní maximálně 10 m). V příloze č. 2: *Příčné profily nivou řeky Lužnice a Nové řeky*. A a B jsou znázorněny příčné profily nivou řeky Lužnice na 148 a 147,5 ř. km. Původnílosti osady Krabonoš v blízkosti hranice byly zlikvidovány. Je zde řada podmáčenýchových pramenišť, které přecházejí do nekosené nivy. Terasa na levé straně toku prostlá převážně borovým lesem. Na 147,5 ř. km je svah terasy dvoustupňový. Nižšíeň je tvořen loukou, na vyšším jsou pole.

Na celém úseku bylo evidováno 20 tůní, na levé straně 6, na pravé 14. Luční porosty většinou nesečené. Tůně jsou soustředěny do 2 úseků, a to těsně při hranici (část přechází kouskou stranu) a v prostoru obce Krabonoš. Vzhledem k malé šířce nivy zde řeka tolikeandruje. Od 147 ř. km je tok v délce 1 km zregulován rozšířením a prohloubením a pod jezem v Nové Vsi nad Lužnicí. V tomto úseku bylo vytipováno pouze 1 odlovnéo v eupotamonu - R3 (viz obr. 5 na str. 50).

3. Úsek č. 3 - Jez v Nové Vsi nad Lužnicí - Most přes řeku u Halámek (146 - 136,5 ř. km)

Úsek je dlouhý 9,5 ř. km. Společným rysem je přirozené koryto řeky, které zde vytváří slepých ramen, tůní a dalších depresí (viz obr. 3 na str. 19). Pouze krátký úsek okolo ř. km byl v souvislosti s vybudováním pásového dopravníku z pískovny Halámkypracovatelského závodu v Nové Vsi nad Lužnicí částečně člověkem pozměněn. Došlo zdevezení několika větších tůní nadložním pískem a ke krátkému napřímení koryta (100 m). Výška terasy vůči nivě se pohybuje od 10 do 3 m, šířka nivy, omezenámskou terasou, se postupně rozšiřuje od zhruba 250 m na 135 ř. km až téměř k 800 mšším okolí 141 ř. km a 140 ř. km s dalším zúžením až na cca 400 m v okolí mostuHalámek (136, 3 ř.km). V příloze č. 2: *Příčné profily nivou řeky Lužnice a Nové* - obr. C je znázorněn příčný profil nivou řeky Lužnice na 140,5 ř. km.

Hlavní příčinou celkově malého vlivu lidské činnosti na pravé straně řeky orší komunikační dostupnost celého území a poměrně malá šíře odlesněné části nivy. ke 140 ř. km je niva lemována převážně borovými lesy, které v úrovni nivy přecházejíty v podmáčené olšiny a uměle vysázené smrčiny. Také původní systém stok je zdeinou zanedbaný, což se projevuje v déletrvajícím zamokření.

Levá strana nivy je komunikačně přístupnější. Nepřekvapuje tedy, že zde došloedávné době k částečnému obnovení odvodňovacího systému stok a k víceméněvidelnému kosení a pastvě lučních porostů. Sečené louky zde nejsou hnojeny. Přísun živinšřuje pouze řeka při povodních a živinami bohaté terasové prameny. V minulosti zdeošlo k žádným dalším pokusům o razantnější rekultivaci plochy nivy zahrnovánímvajících tůní a celkovým zarovnáním mikroreliéfu. Pravidelné sečení a pastva luk výrazněšuje duhovou diverzitu těchto společenstev a má pozitivní vliv i na ostatní plochy, včetněních. Zajímavým fenoménem této části nivy jsou tůně, které jsou propojeny obnovenýmikami a po většinu roku jsou zásobovány pramenitou vodou z terasy. Vliv řeky se v nichatňuje pouze za povodní, kdy se stávají vedlejším korytem a většina tůní je intenzivněplachována. Mimo období povodní si tento systém zachovává víceméně stabilní hladinuly a průtočný charakter. Chemismus vody je často více ovlivňován vodou z terasyz řeky.

Celý tento úsek představuje patrně nejcennější část nivy Lužnice. Extenzivní využíváníchy bez drastických zásahů do koryta řeky a mezoreliéfu nivy ukazuje cestu, kterouse měla ubírat lidská aktivita v nivě, aby byla zachována co největší diverzita všechotických i biotických komponentů, jež se podílejí na dynamice probíhajících procesůase. Bylo zde evidováno přes 140 tůní. V tomto úseku bylo vytipováno 1 odlovné místoupotamonu (R4), 2 odlovná místa pleisiopotamonu (T55; T81), 2 odlovná místapaleopotamonu (T92; T95) a 3 odlovná místa (T134; T136A; T136B) v druhotném

siopotamonu (podle Cowxe et Welcommeho 1998 lze užít název pseudopotamon), jak je
rné z obr. 5 na str. 50.

1.4. Úsek č. 4 - Halámecký most - Turistická základna TJ Tatran Suchdol nad Lužnicí (136,5 - 127,5 ř. km)

Úsek je dlouhý 9 ř. km. Koryto řeky si ve větší části zachovává přirozený charakter. Přímky byly jen 3 krátké úseky, a to asi 250 m v okolí Halámeckého mostu, asi 300 m v prostoru jezu Na Primárně a asi 1000 m na ř. km 128,5 - 127,5 ř. km. Niva je v celém úseku výrazně omezena würmským terasovým stupněm, vysokým 4 - 6 m. Na některých místech jsou vyvinuty i nižší stupně. Šířka nivy se pohybuje od 300 m na Primárně - 133 ř. km) do 700 m v okolí 130 ř. km. V příloze č. 2: *Příčné profily nivou řeky Lužnice a Nové řeky* - obr. D je znázorněn příčný profil nivou řeky Lužnice na 130 ř. km. Na 127,5 ř. km se zleva do Lužnice vlévá Hrdlořezský potok a na 128,5 ř. km se do Lužnice vlévá Gamza jako její pravostranný přítok. Až na malé plochy je celá niva pravidelně kosena a přepásána.

Na značné části plochy nivy (od 132 do 127,5 ř. km) byly v minulosti provedeny kultivace zarovnáním mělkých depresí. Celkové rozčlenění mikroreliefu tím bylo značně změněno. Větší tůňe či jejich komplexy byly zachovány většinou pouze na levé straně nivy. Přes tyto zásahy do nivy si mnohé z nich zachovávají více méně původní charakter. V úseku je evidováno přes 80 tůň a k odlovu byly vytipovány 3 odlovná místa v eupotamonu (R5; R6; R7), 2 odlovná místa v parapotamonu (T185; T196), 2 odlovná místa v plesiopotamonu (T207; T207C) a 3 odlovná místa v paleopotamonu (T183; T186; T207B), jak je znázorněno na obr. 5 na str. 50. V tomto úseku byla rovněž vytopována dvě odlovná místa pro instalaci močinných lapacích zařízení.

1.5. Úsek č. 5 - Turistická základna TJ Tatran Suchdol nad Lužnicí - Vodácká základna v Suchdole nad Lužnicí (127,5 - 124,8 ř. km)

Úsek je v celé délce regulován, napřímen s otevřenými oblouky a břehy jsou zpevněny kamenným tarasem. Na 127 ř. km je postaven jez, od kterého vede náhon k bývalému mlýnu na 125 ř. km. Původní niva ztratila úplně svůj charakter. Část je zastavěna hospodářskými objekty, na části jsou pole a část je součástí těžby štěrku. Celý úsek tak ztratil většinu ze svých původních vlastností a funkcí. Není zde evidována žádná tůň. Na 126,5 ř. km ústí do řeky Lužnice zprava Černý potok (Tuš). V tomto úseku nebylo vytipováno žádné odlovné místo.

1.6. Úsek č. 6 - Vodácká základna Suchdol nad Lužnicí - Jez Pilař (124,8 - 117 ř. km)

Délka úseku je 7,8 ř. km. Koryto řeky si ve větší části úseku zachovává přirozený charakter toku s řadou meandrů. Pouze spodní část tohoto úseku byla v délce 1 km uměle zarovnána v době výstavby vodárenské kapacity Kosky (pískovna Majdaléna). Původní šířka nivy byla na levé straně řeky značně zmenšena těžbou štěrku. Nadložní, méně kvalitní pískek byl nahnut místy až k okraji řeky a tvoří výrazný terénní val, dnes zarostlý mladým vysazeným borem. V příloze č. 2: *Příčné profily nivou řeky Lužnice a Nové řeky* - obr. E je znázorněn příčný profil nivou řeky Lužnice na 119,5 ř. km. Zbytky nivy na této straně řeky jsou tvořeny vysazenými smrčiny a úzkými pruhy pobřežního luhu. Při povodni v roce 2002 došlo na 120 ř. km k protržení písčitého valu mezi řekou Lužnicí a jezerem Majdaléna, které se na dobu povodně stalo tekoucí vodou a z řeky se do něj dostala spousta splavenin. Pravá strana řeky je většinou porostlá borovými lesy, jen místy jsou bezlesé enklávy. Převážná část zde vyskytujících se luk již není obhospodařována, a to pro svou nepřístupnost. Většina trvalých tůň je soustředěna na pravé straně řeky. Poměrně častá jsou prameniště

nad úrovní vlastní nivy. Souvisí to s jílovitými sedimenty klikovského souvrství, které jsou místy erozivní činností řeky obnaženy a na styku s nadložními písky dochází k vyvěrání vody. Zhruba na 123 ř. km se do Lužnice zprava vlévá říčka Dračice a na 121,5 ř. km potok Žabinec. Činnost člověka se v tomto úseku projevuje pouze extenzivně. Významný izolační vliv zde mají lesy, především na pravé straně řeky. Na 117 ř. km (jez Pilař) je počátek Zlaté stoky. V úseku je evidováno 29 tůní a k odlovu byla vytipována pouze 2 odlovná místa v eupotamonu (R8; R9). Úsek toku od jezu Pilař (117 ř.km) až po rozvodí Staré a Nové řeky (108,5 ř. km) nebyl zahrnut do této práce (viz obr. 5 na str. 50).

4.1.7. Úsek č. 7 - Část Nové řeky (Rozvodí Staré a Nové řeky - Novořecká bašta; 13,5 - 11,5 ř. km)

Sledovaný úsek zahrnuje pouze 2 ř. km toku Nové řeky. V příloze č. 2: *Příčné profily nivou řeky Lužnice a Nové řeky* - obr. F je znázorněn příčný profil nivou Nové řeky 2,5 ř. km. Tento úsek byl do výběru zařazen především pro výskyt několika uměle vytvořených tůní a rozsáhlých lagun (zejména jako hnízdní lokality vodního ptactva). Niva Nové řeky je vymezena levobřežní i pravobřežní hrází. Levobřežní hráz odděluje Novou řeku od Staré řeky. Při povodni v roce 2002 došlo v tomto úseku k protržení této hráže a převážná část povodňové vody tak nekontrolovatelně odtékala do Staré řeky a následně do rybníka Božmberk, jak je podrobně popsáno v subkapitole 2.3.4 *Katastrofální povodeň v roce 2002*. V tomto úseku bylo vytipováno pouze jedno odlovné místo (uměle vytvořená tůň - T450B, dříve odpovídající plesiopotamonu), viz obr. 5 na str. 50.

4.1.8. Úsek č. 8 - Přepad z Halámecké pískovny

Jedná se o pravostranný přítok Lužnice (odtoková strouha z pískovny Halámky), kterým bylo plánováno a v roce 2003 i uskutečněno odtěžení bahnitého sedimentu, šíření a zahlobení koryta, a to v délce 100 m. Cílem bylo monitorovat změny ichtyofauny provedeném odbahnění a zahlobení koryta toku.

V tomto úseku byla vytipována 2 odlovná místa v eupotamonu - 1 odlovné místo upravené části toku (R10) a 1 odlovné místo (R11) na neupravené části toku (viz obr. 5 na str. 50).

Metodika zjišťování ichtyofauny v lotických vodách

V lotických vodách zájmové oblasti bylo vytipováno celkem 9 odlovných míst v úseku toku řeky Lužnice a 2 odlovná místa na odtokové stoce z Halámeckého jezera, které je společně s Halámeckým potokem pravostranným přítokem Lužnice. Zařazení odlovných míst v eupotamonu do jednotlivých úseků zájmové oblasti je uvedeno v kapitole 4.1. a znázorněno na obr. 5 na str. 50. Vlastní odlovná místa byla vybírána tak, aby dostatečně reprezentovala tok řeky Lužnice (od Českých Velenic až po Chlumec nad Cidlavou). 2 odlovná místa na odtokové stoce z Halámeckého jezera byla vybrána za účelem sledování změny v rybím osídlení po plánovaném a v roce 2003 i provedeném odbahnění těsně pod bezpečnostním přelivem z Halámeckého jezera. U jednotlivých odlovných míst byly již v roce 2002 stanoveny hranice loveného prostoru. Pomocí pásového měřidla byla měřena délka, šířka (alespoň na 5 místech) a na minimálně 10 místech byla měřena hloubka daného odlovného místa. Z těchto údajů byla posléze vypočtena plocha a průměrná hloubka odlovného místa. Počátek a konec odlovných míst byl nezaměnitelně označen červenými vláčky. Vlastní části každého odlovného místa byly zaznamenány geografické souřadnice GPS. Teplota vody do toku byla za pomoci multifunkčního přístroje GRYF 464 měřena základní fyzikální a fyzikální parametry, a to pH, teplota vody (°C), konduktivita ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) a obsah kyslíku ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$). Ostatní chemické a fyzikální parametry - průtok v řece ($\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$), CHSK-Cr

g.l⁻¹), BSK-5 (mg.l⁻¹), N-NH₄⁺ (mg.l⁻¹) a nerozpuštěné látky při 105 °C (mg.l⁻¹) - byly šťovány posléze ze zdrojů ČHMÚ, ale byla získána pouze ze 2 vodočetných stanic (Nová Ves nad Lužnicí a Suchdol nad Lužnicí - Pilař) s 1 měřením v měsíci. Proto byla jednotlivým odlovným místům přiřazena hodnota, která byla získána z nejbližší vodoměrné stanice. Termín odběru byl nejbližší termínu odlovu. Tato data byla použita pouze pro statistické hodnocení a kromě hodnoty průtoku v řece (m³.s⁻¹) nejsou uvedena v tabulkách. Základními údaji k jednotlivým odlovným místům. U jednotlivých odlovných míst eupotamonu byla každý rok stupnicovitě hodnocena ekologická charakteristika odlovného místa (1 - přírodní; 0,5 - částečně upraveno; 0 - regulováno), břehový porost (1 - louka; 0 - keře a solitérní stromy; 0 - les) a procentické vyjádření jednotlivých frakcí dnového substrátu (kameny; štěrk; písek; bahno).

Pro úspěšnost odlovů bylo nutné jednotlivá odlovná místa, která byla zpravidla bez umělých bariér (jezů a peřejnatých úseků) kromě obou břehových linií, přepařit sítí (přepínacím plotem) o velikosti ok 10 mm. Tyto sítě byly umísťovány napříč tokem tak, aby spodní žíně kopírovala dno a vrchní žíně byla nad hladinou. Sítě byly upevňovány na břehů a do dna pomocí stanových kolíků nebo kamenů. Takto zabezpečený úsek proti úniku ryb byl prolovován elektrickým agregátem neseným na zádech typu FEG 1500, který pracuje s napětím 150 - 300 V. Nejčastěji se tokem postupovalo brodivým způsobem, od spodního přepínacího plotu směrem proti proudu k vrchnímu přepínacímu plotu nebo přímo do řeky či přírodnímu jízku. K tomuto účelu bylo použito vysokých gumových loveckých rukavic a dielektrických rukavic. V úsecích, kde nebylo možno provádět brodivý způsob lovu (hluboké tůně nebo příliš mnoho překážek v korytě), bylo nutné přistoupit k lovu ze břehu. Pokud bylo možné přistoupit k druhému odlovu, bylo nutné umožnit neodloveným rybám návrat k jejich základním fyziologickým funkcím. Zároveň během této doby (alespoň hodina) došlo k samovyčištění koryta od rozvířených sedimentů. Tak byla zvýšena pravděpodobnost úspěchu druhého odlovu (Cuinat 1968; Vincent 1971; Říha 1967).

V této časové prodlevě byly mezitím zjišťovány základní údaje odlovených ryb. Prvního odlovu - jednotlivé ryby byly druhově determinovány a zároveň u nich byla měřena délka a hmotnost těla. Délka těla „standard length“ byla měřena za pomoci pravítkového měřidla z umělé hmoty od nejprednějšího výběžku rybnice až po nejzazší část nepoškozeného trupu „násadce ocasního“ (Baruš et Oliva 1995a, b; Holčík et Hensel 1971). Měření ryb posloužila přesná závěsná digitální váha UWE HS - 3000. Po dobu odlovů byly odlovené ryby umístěny v kádích na břehu odlovných míst zvlášť pro každý z odlovů. Pokud nedocházelo k úhynům vylovených ryb, byla zajištěna pravidelná výměra vody za pomoci bateriového vzduchovala docházelo k dosycování vody kyslíkem. Všechna odlovná místa byla prolovována jedenkrát za sezónu 2 po sobě jdoucími odlovy, a to po dobu 24 hodin. Po proběhlé katastrofální povodni v roce 2002, bylo snahou odlovem podchytit vliv povodně na ichtyocenózu řeky Lužnice, a tak byl odlov v roce 2003 proveden ihned po jarním náběhu vody, při kterém bylo možno provést objektivní odlov. Po zjištění všech potřebných údajů byly odlovené ryby vráceny vodě.

K odhadům populačních parametrů bylo použito upraveného programového produktu podle postupu Sebera et Le Cren (1967) a hlavní charakteristiky ichtyocenóz jednotlivých odlovných míst v eupotamonu byly vypočteny podle vzorců uvedených v subkapitole 3.3.2.

Podle Baruš et Olivy (1995a, b) byly jednotlivé zjištěné druhy ryb zařazeny do systematické části (čeleď, druh, český název, vědecký název, jméno autora a rok kdy popsal); podle Holčíka (1998a) byly zjištěné druhy zařazeny do ekologických skupin (potravní skupiny, reprodukční skupiny, vztah k proudivosti a vztah k migračním schopnostem) a dále podle vyhlášky 395/1992 Sb. (novela č. 175/2006 Sb.), kterou se provádějí některá ustanovení zákona 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny a dále podle Hanel a Lusk (2005) a Lusk et al. (2002) byl těmto druhům přiřazen stupeň ochrany, a to podlerodní legislativy ČR, Evropské legislativy EU a klasifikace IUCN. Výčet těchto

ogických skupin a stupně ochrany je uveden v příloze č. 3. V této příloze je rovněž uveden skutečný výskyt zjištěných druhů, a to jak v řece, tak v nivě celé zájmové oblasti.

Pro každé z 11 odlovných míst v lotických vodách byla sestavena přehledná tabulka tab. 4 - 14 uvedené v jednotlivých subkapitolách pro konkrétní odlovná místa ryb a mihulovců v lotických vodách 5.1.1. - 5.1.11.), ve které jsou uvedeny základní údaje: označení a název odlovného místa, ř. km, hodnoty geografických souřadnic GPS míst odlovu. Dále jsou v dané tabulce uvedeny chemické a fyzikální parametry týkající se daného odlovného místa (u dat použitých ke statistickému vyhodnocení je uvedena zkratkou zkratka názvu dané veličiny a případně i označení „log“ pro data, která je nutno logaritmovat), a to pH vody = pH, teplota vody (°C) = teplota, obsah kyslíku (mg.l⁻¹) = kyslík, konduktivita (μS.cm⁻¹) = konduktivita. Tyto veličiny byly měřeny těsně před odlovem. Ze zdrojů ČHMÚ byly posléze zjištěny další hodnoty veličin, a to CHSK-Cr (mg.l⁻¹) = CHSK-Cr; BSK-5 (mg.l⁻¹) = log BSK5; N-NH₄⁺ (mg.l⁻¹) = log N am.; rozpustné látky žíhané při 105 °C (mg.l⁻¹) = nerozp. l. při 105 °C; průtok v řece (l.s⁻¹) = průtok. Stupnicovitě je vyjádřena ekologická charakteristika odlovného místa = log char. (1 - přírodní; 0,5 - částečně upraveno; 0 - regulováno), břehový porost = log břeh. porost (1 - louka; 0,5 - keře a solitérní stromy; 0 - les) a procenticky je vyjádřeno zastoupení jednotlivých frakcí substrátu dna (kameny = %kamen; štěrky = %sterk; písek = %pisek; detrit = %detrit). Dále jsou zde vyčísleny jednotlivé rozměry odlovného místa: Ø hloubka = hloubka; Ø šířka (m) = šířka; délka (m) = log délka; plocha (m²) = plocha a vlastní ekologická zjištění: počet zjištěných druhů ryb a mihulovců (ks) = poc. druhů; celkový odhad abundance (ks/km a ks/ha = log ks/ha); celkový odhad biomasy (kg/km a kg/ha = log kg/ha); index diverzity - Shannon Wiener (H') = (H') ; index diverzity - Simpson (Hs) = (Hs); ekvitalita (E) = (E); koeficient F/C = F/C.

Ve statistickém programu *STATISTIKA 6.0* byly všechny proměnné testovány pomocí chi-square testu pro normalitu dat (StatSoft, Inc 2000). Proměnné, které neměly parametry normálního rozdělení (BSK-5, N-NH₄⁺, délka úseku odlovného místa, ekologická charakteristika odlovného místa, břehový porost a abundance v ks/ha) byly zlogaritmovány aritmetickým logaritmem a opětovným testem na normalitu bylo potvrzeno, že proměnné mají parametry normálního rozdělení (směrodatná odchylka je nezávislá na průměru). Pro statistické vyhodnocení v programu *CANOCO* byla data centrována a standardizována. Nejprve byla za pomoci metody *Detrended Canonical Correspondence Analysis* (dále DCCA) zjišťována délka gradientu (ter Braak et Šmilauera 1998, Herben et Münzbergová 2003). Je-li hodnota délkového gradientu u některé z proměnných vyšší než 4, je třeba použít některou z unimodálních metod. Ve všech případech byla výsledná hodnota nejdelšího gradientu nižší než 4, tudíž lze (dle rozmístění jednotlivých bodů) data aproximovat přímkou, což vyplývá z použití některé z lineárních metod: *neprímá metoda* - *Principal Components Analysis* (dále jen PCA) - jedná se o zobrazovací metodu proměnných (jejich vzájemné vztahy). *Přímá metoda* - *Redundancy Analysis* (dále jen RDA) - jedná se o testovací metodu vlivu nezávislých proměnných na závislé. Pro přehledné znázornění ve výsledných grafech, bylo nutné vytvořit zkratky názvů jednotlivých nezávislých i závislých proměnných (viz výše). Podobně bylo nutné postupovat i u vědeckých názvů jednotlivých ryb, kde byla použita zkratka použita vždy pouze 2 počáteční písmena jak u rodového, tak i u druhového názvu (např.: *Abramis bjoerkna* = *Abbj*).

3. Metodika zjišťování ichtyofauny v lentických vodách

V lentických vodách zájmové oblasti aluvia řeky Lužnice bylo vytipováno celkem 11 odlovných míst. Jednotlivá odlovná místa byla vybírána tak, aby dostatečně reprezentovala zastoupení jednotlivých funkčních celků vyskytujících se v aluviu řeky Lužnice. Při výběru odlovných míst byl rovněž kladen důraz na velikost vodní plochy, hloubku, překážky na dně a v příbřežní zóně a v neposlední řadě i na dostupnost k daným odlovným místům s lovebním

náčiním. Zároveň do výběru nebyly zahrnuty rybářsky obhospodařované vody MO ČRS Suchdol nad Lužnicí a MO ČRS České Velenice (některé tůně, ramena a menší rybníky). Vybraná odlovná místa v aluvii řeky Lužnice byla zařazena dle jejich geomorfologické, hydrologické a ekologické analýzy do jednotlivých funkčních celků, a to podle klasifikačního systému uváděného v subkapitole 3.3.2.

Zařazení jednotlivých odlovných míst do podrobných funkčních celků a jejich rozložení v dílčích úsecích zájmové oblasti je uvedeno v subkapitole 4.1. a znázorněno na obr. 5 na str. 50. Vybraná odlovná místa byla nezaměnitelně označena a byly zaznamenány geografické souřadnice GPS. V roce 2002 bylo provedeno geodetické zaměření plochy a objemu vybraných odlovných míst v aluvii řeky Lužnice. Cílem geodetického zaměření sledovaných tůní bylo určení plochy vodní hladiny a objemu vody. Vzhledem k tomu, že se jedná o velmi malé plochy, nebylo možné spolehlivě využít dostupných mapových podkladů. Použití leteckých snímků bylo v případě překrytí tůně vegetací také problematické. Z těchto důvodů bylo nakonec zvoleno klasické geodetické zaměření, probíhající přímo v prostoru sledované tůně. Přesnost tohoto měření byla ovlivněna hlavně volbou lomových bodů břehové čáry, došlo tak k částečné generalizaci obvodu tůně. I přesto se dá od této metody očekávat nejvěrnější výsledek. Měření proběhlo dvakrát (v době nízkého a vysokého stavu vody). Geodetické zaměření bylo provedeno teodolitem s integrovaným elektrooptickým dálkoměrem s přesností cca 5 mm/1 km (totální stanice). Přesnost odečítání úhlů u tohoto typu je 20^o. Jednotlivá odlovná místa byla zaměřena samostatně v místní souřadnicové soustavě, vždy z 1 místa (stabilizace dřevěným kolíkem). Ze zaměřených úhlů a délek byly následně s využitím geodetického softwaru vypočteny pravoúhlé souřadnice lomových bodů břehové čáry. Plocha jednotlivých odlovných míst byla určena z těchto pravoúhlých souřadnic při počítačovém zpracování. Díky opakovanému měření z 1 bodu bylo možné provést superpozici maximální plochy při vybřežení s maximální hloubkou při maximální ploše a plochy v době odlovů s maximální a průměrnou hloubkou v době jednotlivých odlovů a trigonometricky tak bylo možno určit pokles vodní hladiny (hladinový odečet). Hloubky jednotlivých odlovných míst byly určeny měřickou latí. Poloha latě při odečtení hloubky byla zaznamenána do náčrtu. Údaje o hloubkách a jejich poloze pak byly využity pro vykreslení hloubkových vrstevnic s ekvidistantou 0,5 m. Grafické znázornění maximální plochy při vybřežení, průměrné plochy v době odlovů a hloubkových vrstevnic jednotlivých odlovných míst v aluvii řeky Lužnice je uvedeno v příloze č. 4. U všech odlovných míst v každém roce byl vypočten index hloubky a objem vody odlovného místa v době odlovu. Index hloubky byl počítán podle Adámka (1997) jako poměr mezi průměrnou a maximální hloubkou odlovného místa v době odlovů. Tento index poukazuje na členitost dna. Všechna odlovná místa v aluvii řeky Lužnice byla prolovována jedenkrát za sezónu (minimálně dvěma po sobě jdoucími odlovy), a to po dobu 3 let. Před každým odlovem byly pomocí multifunkčního přístroje GRYF 464 měřeny základní chemické a fyzikální parametry: pH, teplota vody (°C) u hladiny a v hloubce 1 m, konduktivita ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), obsah kyslíku ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) u hladiny a v hloubce 1 m. Ostatní fyzikální parametry: průtok ($\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$) v řece v době odlovů a vodní sloupec (m) v řece v době odlovů byly zjišťovány posléze ze zdrojů ČHMÚ (vodočetná stanice Suchdol nad Lužnicí - Pilař). Pro jednotlivá odlovná místa byla vypočítávána hodnota průtoku, při kterém dochází k napájení těchto míst říční vodou a podle křivky průtoků pro jednotlivé roky byl dohledán počet dní, kdy byla jednotlivá odlovná místa v daném roce napájena říční vodou. U všech odlovných míst v aluvii řeky Lužnice byl každý rok hodnocen stupnicovitě břehový porost (1 - louka; 0,5 - keře a solitérní stromy; 0 - les) a procentické vyjádření jednotlivých frakcí substrátu dna (kameny; štěrky; písek; detrit). Z mapových podkladů byla pro každé odlovné místo vztyčena kolmice na směr toku řeky Lužnice až po terasu a odečtena vzdušná vzdálenost (m) jak od terasy s určením směru, tak i od hlavního toku - rovněž s určením směru. Z terénních měření, při různých vodních stavech, byla určena skutečná vzdálenost odlovného místa od řeky, a to po kanálu (depresi), který zajišťuje napájení říční vodou.

Při vlastním odlovu bylo snahou provést úplné vylovení nebo alespoň výrazné snížení ichtyofauny jednotlivých odlovných míst v aluvii řeky Lužnice. K tomuto účelu byly dle hydrologických a morfologických charakteristik odlovných míst) použity různé lovební prostředky. Důraz byl kladen na to, aby pro konkrétní odlovné místo bylo v každém roce použito stejných lovebních prostředků, a aby i jejich počet opakování byl shodný. Všechna odlovná místa v aluvii řeky Lužnice byla prolovována elektrickým agregátem typu FEG 1500 neseným na zádech, který pracuje s napětím 150 - 300 V, a to minimálně 2 po sobě jdoucími odlovy. Doba trvání každého odlovu byla cca 45 minut (dle úspěšnosti odlovu jednotlivých ryb a dle naplnění benzinové nádrže agregátu). Aby nedocházelo k nadměrnému zakalení vody, bylo nejprve loveno ze břehů (v břehových partiích), a poté se přistoupilo k lovu odlovivým způsobem. Než bylo možné přistoupit k dalšímu odlovu, bylo nutné umožnit odloveným rybám navrácení jejich základních fyziologických funkcí. Zároveň během této doby (alespoň 1 hodina) došlo k částečnému usazení rozvířených sedimentů a byla tak zvýšena pravděpodobnost úspěchu následného odlovu (Cuinat 1968; Vincent 1971; Říha 1967). Mezitím byly v této časové prodlevě zjišťovány základní ichtyologické údaje předchozího odlovu (Holčík et Hensel 1971). Po dobu odlovů byly vylovené ryby umístěny v kádích na břehu odlovných míst nebo v plovoucích uzavřených haltýřích přímo v odlovném místě, a to zvlášť pro každý z odlovů. Aby nedocházelo k úhynům vylovených ryb, byla rybám uchovávaných v kádích zajištěna pravidelná výměra vody a za pomoci bateriového zdychovala docházelo k dosycování vody kyslíkem. Odlovná místa v aluvii řeky Lužnice, kterých (díky své větší ploše nebo velké hloubce) nedošlo k úplnému vylovení nebo alespoň výraznému snížení ichtyofauny elektrolovem, musela být následně prolovována za pomoci různé sítě - pro tyto účely speciálně vyrobené vatky o rozměrech šířka 12 m, hloubka 5 m a velikost ok 10 mm. Po provedeném elektrolovu se vatkou zatahovala celá vodní plocha odlovných míst, a to ve 2 po sobě následujících zátazích. Při druhém zátahu byla zpravidla úspěšnost odlovu velmi nízká. Tato skutečnost naznačovala, že provedenými odlovy byla ulovena většina ryb v daném odlovném místě. U jednotlivých odlovených ryb (zvlášť pro každý lovený prostředek a odlov) byly zjišťovány základní ichtyologické údaje. Odlovené ryby byly druhově determinovány a zároveň u nich byla zjišťována délka a hmotnost těla. Délka těla (standard length) byla měřena za pomoci pravoúhlého měřidla z umělé hmoty, a to od nejpřednějšího výběžku rybce až po nejzazší část ošupeného trupu - násadce ocasního (Baruš et Oliva 1995a, b; Holčík et Hensel 1971). K vážení ryb byla použita přesná závěsná digitální váha UWE HS - 3000. Po zjištění všech potřebných údajů byly odlovené ryby vráceny vodě. K odhadům populačních parametrů bylo použito upraveného programového produktu podle postupu Sebera et Le Crena (1967) a hlavní charakteristiky ichtyocenóz jednotlivých odlovných míst v aluvii řeky Lužnice byly vypočteny podle vzorců uvedených v subkapitole 4.5.

Pro každé z 15 odlovných míst v lentických vodách byla sestavena přehledná tabulka viz tab. 28 - 42 uvedené v jednotlivých subkapitolách pro odlovná místa ryb v lentických vodách 5.2.1. - 5.2.15.), ve které jsou uvedeny základní údaje: označení a název odlovného místa; hodnoty geografických souřadnic GPS a datum odlovu. Dále jsou uvedeny chemické a fyzikální parametry týkající se daného odlovného místa (u dat použitých ke statistickému vyhodnocení je uvedena ekvivalentní zkratka názvu dané veličiny, případně i označení „log“ pro data, která byla nutná logaritmovat): pH vody = pH, teplota vody (°C) u hladiny = t uhl, teplota vody (°C) v 1 metru = t v1m, obsah kyslíku (mg.l⁻¹) u hladiny = O2 uhl, obsah kyslíku (mg.l⁻¹) v 1m = O2 v1m, konduktivita (μS.cm⁻¹) = kondukt, které byly měřeny těsně před odlovem. Ze zdrojů ČHMÚ byly posléze zjištěny další hodnoty veličin, a to průtok v řece v době odlovu (m³.s⁻¹) = průtok; vodní sloupec v řece v době odlovu (m) = logvodsl; napájení říční vodou (dny) = logpreliti. Stupnicovitě je vyjádřen břehový porost = logbrehp (1 - louka; 0,5 - keře a solitérní stromy; 0 - les) a procenticky je vyjádřeno zastoupení jednotlivých frakcí substrátu dna (štěrka = logsterk; písek = logpisek; detrit = logdetrit). Dále jsou uvedeny jednotlivé rozměry odlovného místa: plocha v době odlovu

(m^2) = logplvdo; objem v době odlovu (m^3) = logobjvdo; maximální hloubka v době odlovu (m) = maxhlvdo; Ø hloubka v době odlovu (m) = prumhlvdo; index hloubky = index hl; hladinový odečet (m) = hladodec; a vlastní ichtyologická zjištění: počet zjištěných druhů ryb (ks) = poc. druhu; odhad abundance ks/ha = log ks/ha ; odhad biomasy kg/ha = log kg/ha ; index diverzity - Shannon Wiener (H') = (H'); index diverzity - Simpson Yules (H_s) = (H_s); ekvitabilita (E) = (E); koeficient F/C = F/C . Následující hodnoty byly u jednotlivých odlovných míst shodné v každém roce a tudíž nejsou součástí zmiňovaných tabulek a jsou popsány pouze v textu: maximální plocha při vybřežení (m^2) = maxplpvyb; maximální hloubka při maximální ploše (m) = maxhlpmpl; vzdušná vzdálenost odlovného místa od hlavního toku s určením směru = vzdsvzd; skutečná vzdálenost odlovného místa od řeky po kanálu (depresi), který zajišťuje napájení říční vodou = logskvzd; a hodnoty nezařazené do statistického vyhodnocení: nejnižší hodnota průtoku, při kterém dochází k napájení jednotlivých odlovných míst říční vodou; vzdálenost (m) odlovného místa od terasy s určením směru.

Ve statistickém programu *STATISTIKA 6.0* byly všechny proměnné vztahující se k lentským vodám zájmové oblasti testovány pomocí Chi-square testu pro normalitu dat (StatSoft, Inc 2000). Proměnné, které neměly parametry normálního rozdělení (vodní sloupec, plocha odlovného místa v době odlovu, objem odlovného místa v době odlovu, skutečná vzdálenost propojení s řekou, počet dní v roce kdy byla zajištěna komunikace s řekou, substrát dna - štěrky - písek - bahno, charakter břehového porostu, abundance v ks/ha a ichtyomasa v kg/ha) byly zlogaritmovány dekadickým logaritmem a opětovným testem na normalitu bylo potvrzeno, že proměnné již mají parametry normálního rozdělení. Pro statistické vyhodnocení v programu *CANOCO* byla data centrována a standardizována. Nejprve byla za pomoci metody *Detrended Canonical Correspondence Analysis* (dále jen DCCA) zjišťována délka gradientu (ter Braak et Šmilauera 1998, Herben et Münzbergová 2003). Je-li hodnota délkového gradientu u některé z proměnných vyšší než 4, je třeba použít některou z unimodálních metod. Ve všech případech byla výsledná hodnota nejdelšího gradientu nižší než 4, tudíž lze (dle rozmístění jednotlivých bodů) data aproximovat přímkou, z čehož vyplývá použití některé z lineárních metod: *nepřímá metoda* - PCA a *přímá metoda* - RDA, jak již bylo výše popsáno.

4.4. Metodika zjišťování třecích migrací ryb mezi hlavním tokem a záplavovým územím

V aluviu řeky Lužnice byly k odlovu ryb do samočinných lapacích zařízení zahrnuta pouze dvě odlovná místa v parapotamonu, která jsou spojená s eupotamonem pouze spodním koncem ramene. Konečnému výběru těchto dvou odlovných míst předcházelo (v roce 2002) podrobné sledování vodních poměrů v celkem deseti sledovaných lokalitách. Bohužel většina těchto lokalit ztratila krátce po jarní povodni schopnost komunikovat s eupotamonem nebo se jednalo o návštěvnicky frekventovaná místa, kde byly vězence opakovaně vybírány, ba dokonce ve třech případech i zeizeny. Hlavním kritériem výběru bylo tedy zajištění alespoň 30 denního propojení s eupotamonem (po kulminaci jarní povodně) o minimální výšce vodního sloupce 25 cm. Dále byl při výběru odlovných míst kladen důraz na velikost vodní plochy, hloubku, překážky na dně a v příbřežní zóně. Cíleně byly vybírány lokality těžko dostupné, ale přesto bylo nutné jednotlivá lapací zařízení ukrývat pod vzplývavé rostliny a kotvit je za pomoci řetězů a zámků k zatlučeným ocelovým prutům.

K vlastnímu odchytu ryb bylo použito kruhových vězenců a vězencových klecí (kličavské klece). Kruhové vězence byly instalovány v obou vybraných odlovných místech „V185 - U suchého stromu a V205 - Pod jezem u Šulcova mlýna“. Podle výšky vodního sloupce byly používány kruhové vězence o různých rozměrech (Ø 50 - 2ks, Ø 60 - 2ks a Ø 90 cm rovněž 2 ks), výška křídel byla shodná s průměrem použitého vězence a délka každého z křídel se pohybovala v rozpětí 400 - 800 cm, velikost ok použité síťoviny

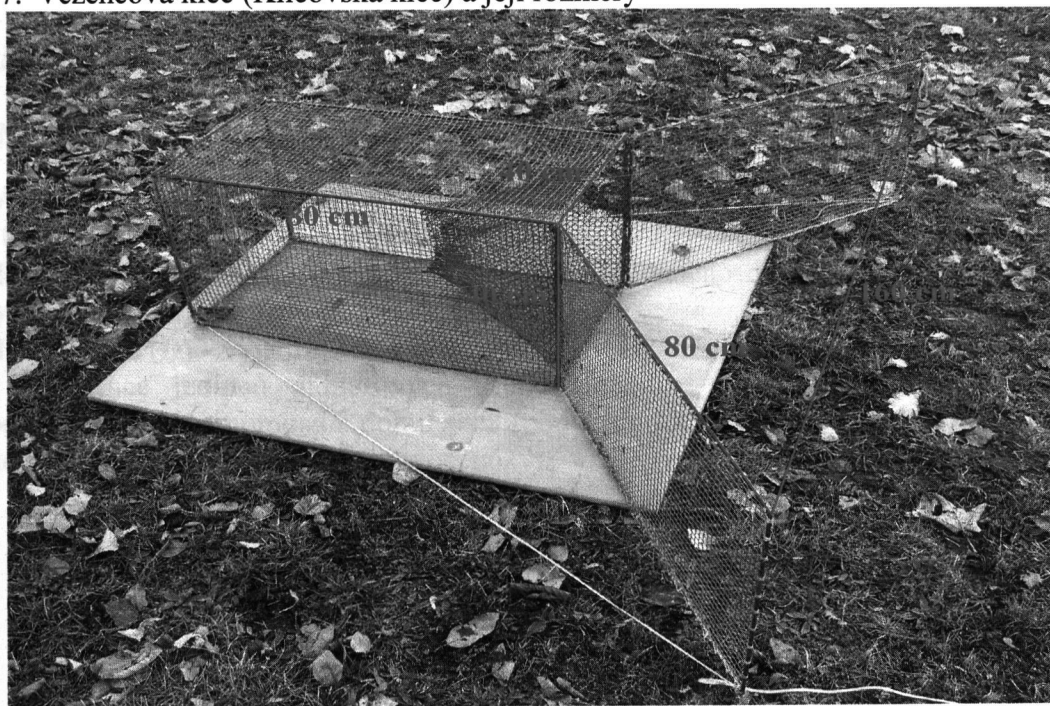
na kruhových vězencích byla 1 cm. Na následujícím obr. 6 je znázorněn vězenec kruhový o $\varnothing$ 90 cm a s délkou jednotlivých křídel 600 cm, který byl používán při odlovech.

Obr. 6: Vězenec kruhový o $\varnothing$ 90 cm a s délkou jednotlivých křídel 600 cm



Kruhové vězence byly do ramen instalovány v závislosti na výšce vodního sloupce a na šířce vlastního vstupu do ramene. Snahou bylo, aby spodní (zátěžová) žíně kopírovala dno a svrchní žíně (tvořena plovákovou šňůrou) plavala na hladině. K dokonalému zamezení úniku ryb bylo nutné ještě zajistit spodní žíni stanovými kolíky a vrchní žíni opatřit prázdnými PET lahvemi. Obě křídla vězenců sahala až do břehové linie a byla fixována ocelovými pruty zatlučenými do břehů. Vlastní vězenec byl vypnut pomocí provazu sdrhujícího poslední ze dvou komor použitého vězence vyvázaný za ocelový prut zatlučený do prostoru říčního ramene. Jednotlivé komory vězenců byly propojeny a vypnuty pomocí rukávců (ouvršků). Vězencové klece byly instalovány teprve až při nižších vodních stavech. Celkem bylo použito pouze dvou klecí o stejných rozměrech (šířka 40 cm, výška 40 cm, hloubka 80 cm, délka křídel 80 cm, účinné rozpětí 160 cm a velikost ok síťoviny 1 cm). Na obr. 7 je vyobrazena vězencová klec, která byla používána při odlovech.

Obr. 7: Vězencová klec (Klíčovská klec) a její rozměry



Vězencové klece byly použity pouze v odlovném místě V205 - Pod jezem u Šulcova mlýna. Vlastní instalace klecí byla rovněž odvislá od výšky vodního sloupce a od šířky vlastního vstupu do ramena. Zejména při instalaci vězencových klecí bylo mnohdy nutno přistoupit k úpravě dna a břehů tak, aby spodní rám kopíroval dno i břehy a svrchní rám byl nad hladinou. Upevnění klecí v proudu bylo zajištěno pomocí ocelových prutů. Použité klece měly pouze 1 komoru s 1 ouvrškem, přesto test se značenými rybami ponechanými v koncové komoře kruhových vězenců nebo vězencových klecí po dobu 5 dnů ukázal, že jednou odlovené ryby již nejsou schopny najít cestu ven z vězence a zároveň napomohl stanovit optimální dobu kontroly odlovených ryb (Hladík et al. 2002). Tato doba byla stanovena na 3 - 4 dny. Perioda výběru delší než 5 dnů způsobovala větší poškození odlovených ryb a docházelo i k úhynům reofilních druhů ryb. Jak vězencové klece, tak i kruhové vězence byly instalovány vždy po dvou, tak aby byla zachycena migrace oběma směry. U ryb vybraných ze samočinných lapacích zařízení byl zhodnocen jejich zdravotní stav. Ryby zraněné nebo jinak poškozené nebyly zahrnuty do souboru. Ryby v dobrém zdravotním stavu byly druhově determinovány a pomocí pravoúhlého měřidla byla zjišťována jejich délka těla - standart lenght (Holčík et Hensel 1971). K zjišťování hmotnosti byla použita přesná digitální váha UWE HS - 3000. Dále bylo u odchycených ryb zjišťováno pohlaví. U všech chycených ryb (zařazených do souboru) bylo podle Jonese (1979) provedeno mikroznačení, odlišné jak pro ryby migrující do ramene, tak pro ryby migrující z ramene (odlovná místa V185 a V205). Tato značení posléze umožnila vypočítat dobu, kterou jednotlivé druhy ryb setrvaly v ramenech. Pro vysokou variabilitu délkových a hmotnostních údajů a vzhledem k rozčlenění pohlaví na 3 kategorie (J - juvenilní, F - jikernačky a M - mlíčáci) a vzhledem k celkovému počtu odchycených jedinců daného druhu lze dokonce hovořit o době, kterou strávil konkrétní jedinec v konkrétním rameni nebo v hlavním toku. Díky přesnému vážení bylo možné sledovat i úbytek hmotnosti jednotlivých ryb vyplouvajících z ramene po proběhlém tření nebo naopak nárůst hmotnosti (především u dravých ryb), které prokazatelně vplouvaly do ramene za potravou. Po zjištění všech údajů byly ryby vypuštěny zpět do vody, a to za samočinné lapací zařízení ve směru jejich původního pohybu. Výška vodního sloupce byla měřena výtyčkou a teplota vody byla měřena multifunkčním přístrojem GRYF 464. Průtok v řece byl zjišťován posléze ze zdrojů ČHMÚ pro vodoměrnou stanici Suchdol nad Lužnicí - Pilař. Ostatní fyzikální a chemické parametry nebyly zjišťovány, protože rozdíl mezi vodou v hlavním toku a vodou ve sledovaných ramenech byly minimální.

4.5. Hlavní charakteristiky ichtyocenóz

Mezi hlavní charakteristiky ichtyocenóz, které byly sledovány v této práci, patří:

- **Abundance** - vyjadřuje počet jedinců daného druhu na jednotku plochy, objemu nebo délky toku.
- **Biomasa** - vyjadřuje celkovou hmotnost jedinců daného druhu, vztažená na jednotku plochy, objemu nebo délky toku.
- **Dominance (D)** - vyjadřuje se v procentech, přičemž lze stanovit jak početní dominanci (podíl abundance jedinců jednotlivých druhů z celkové abundance jedinců sledované ichtyocenózy), tak i hmotnostní dominanci (podíl hmotnosti biomasy jednotlivých druhů na hmotnosti biomasy všech členů ichtyocenózy).

Hodnotu dominance vypočteme podle vzorce:

$$D = \frac{n * 100}{s} (\%),$$

n je abundance jedinců (nebo hmotnost biomasy) určitého druhu, s je abundance všech druhů (nebo celková hmotnost) celého společenstva.

Pro potřeby této práce byla použita stupnice uváděná Rajchardem et al. (2002):

- druhy eudominantní: D více jak 10 %
- dominantní: D mezi 5 a 10 %
- subdominantní: D mezi 2 a 5 %
- recedentní: D mezi 1 a 2 %
- subrecedentní: D menší než 1 %

Konstace (K) - vyjadřuje se rovněž v procentech, přičemž jde o stálost druhového složení určitého typu iichtyocenózy, pojatá regionálně nebo časově.

Hodnotu konstace vypočteme podle vzorce:

$$K = \frac{n_i * 100}{s},$$

n_i je počet vzorků, v nichž se daný druh vyskytl, s je počet vzorků celkem.

Podle Rajcharda et al. (2002) se konstace vyjadřuje v následujících třídách:

- I. druh vzácný: $K = 0 - 20 \%$
- II. druh řídce se vyskytující: $K = 20 - 40 \%$
- III. druh často se vyskytující: $K = 40 - 60 \%$
- IV. druh převážně se vyskytující: $K = 60 - 80 \%$
- V. druh téměř vždy přítomný: $K = 80 - 100 \%$

Jako druhy synekologicky významné považujeme všechny druhy, vykazující konstanci větší než 50 %.

Druhová diverzita (rozmanitost, pestrost) patří mezi základní charakteristiky každého společenstva. Vyjadřuje počet druhů, tvořících dané společenstvo - jinak vyjádřeno poměr počtu druhů k počtu jedinců ve společenstvu. Tento poměr se nazývá index diverzity a lze jej počítat různým způsobem, nejčastěji se používá vzorec podle **Shannona a Wienera (H')**:

$$H' = -\sum \left(\frac{N_i}{N} \right) \log_e \left(\frac{N_i}{N} \right),$$

N je počet všech jedinců sledované zoocenózy, druhy $a, b, \dots, s$ mají počty jedinců $N_a, N_b, \dots, N_s$.

Pravděpodobnost, že 1 jedinec přísluší druhu i je p_i . Tato pravděpodobnost je vyjádřena vztahem:

$$p_i = \frac{N_i}{N},$$

N_i je počet jedinců kteréhokoliv druhu.

Výchozí vzorec pak získá tvar:

$$H' = -\sum p_i \log_e p_i.$$

Tento index diverzity je silně ovlivněn druhovou pestroostí. Klade větší váhu na vzácné druhy.

Dalším použitým indexem diverzity je **Simpsonův (Yules)** počítaný podle vzorce:

$$H_s = \sum_{i=1}^s p_i^2 \quad (\text{kde } p_i^2 = \left(\frac{N_i}{N}\right)^2),$$

H_s je **Simpsonův (Yules)** index diverzity (míra pravděpodobnosti, že 2 náhodně odebraní jedinci patří 2 různým druhům) a p_i je relativní početnost i -tého druhu (N_i je početnost i -tého druhu a N je celkový počet jedinců). Tento index klade větší váhu na hojně vyskytující druh.

Hodnota indexu diverzity je uváděna v bitech, tj. jednotkách informace. Jeden bit povídá informaci o tom, že nastal 1 ze 2 stejně pravděpodobných jevů. Čím je hodnota indexu diverzity vyšší, tím je společenstvo druhově rozmanitější. Index diverzity pro populaci vlastně „jednodruhové společenstvo“ by se rovnal 0, naopak v teoretickém společenstvu, kde by každý jedinec byl jiného druhu, by byl tento index nejvyšší (Spellerberg 1991).

Ekvitabilita (E) - vyrovnanost je další veličinou úzce spjatou s diverzitou. Určuje měrné rozdělení všech jedinců v zoocenóze na přítomné druhy. Hodnotu ekvitability (E) získáme ze vztahu:

$$E = \frac{H^\circ}{H_{\max}},$$

kde $H_{\max}$ je $\log_2 s$.

Výsledný vzorec je tedy:

$$E = \frac{H^\circ}{\log_2 s},$$

kde H° je index diverzity.

$H_{\max}$ je index diverzity při maximální rovnosti četností všech přítomných druhů a s je celkový počet druhů.

Odhad celkové abundance - byl vypočten za pomoci upraveného programového algoritmu podle postupu Sebera et Le Cren (1967), který vychází z následujícího vztahu:

$S = (C_1^2 - C_2) / (C_1 - C_2)$	S - celkový počet ryb v lokalitě
	C_1 - počet ryb z prvního lovu
	C_2 - počet ryb z druhého lovu

Pro hodnocení a porovnávání údajů důležitých i z hlediska celkové produkce existují různé koeficienty, z nichž byl počítán **koeficient F/C**, vyjadřující hmotnostní podíl 2 základních skupin ryb (nedravých a dravých). Současně vyjadřuje i koeficient potřeby potravy dravými rybami, tj. stupeň vyváženosti rybí populace (poměry mezi nedravými a dravými druhy ryb). Za optimální je považována jeho hodnota mezi 0 až 6,0, kdy bývá produkce populace nejvyšší. Nižší hodnoty upozorňují na vyšší podíl dravců, hodnoty vyšší na přebytek nedravých druhů. Spodní i horní hodnoty ukazují na nevyváženou rybí populaci s nízkou produkcí. Obecně pro naše rybářské revíry platí, že rybí populace jsou v nich v nerovnováze (jsou nevyvážené) s koeficientem F/C běžným

...d hodnotu 10,0. Převážně se jedná o důsledek selektivního působení sportovního lovu
...b na obsádku ryb dravých. Dokládá to zejména potřebu jejich pravidelného doplňování
...nělým vysazováním (Adámek 1997; Balon 1966c; Swingle 1950).

Podstatou bylo posouzení okamžitého stavu rybí populace z hlediska nadbytku
...úbytku, nedostatku dravých druhů ryb, stupně zabezpečení jejich potravních nároků
...dravými druhy ryb, stupně přemnožení nedravých ryb, apod.

. Výsledky

Řešené území bylo rozděleno na biotop lotických vod (hlavní tok řeky Lužnice
...odtoková strouha z Halámeckého jezera) a lentických vod (parapotamon, plesiopotamon,
...aleopotamon a pseudopotamon). Transversální třetí migrace ryb mezi hlavním tokem
...záplavovým územím řeky Lužnice bylo sledováno na 2 lokalitách parapotamonu.

5.1. Společenstva ryb a mihulovců v lotických vodách

V lotických vodách zájmového území bylo k odlovům vytipováno celkem 11 odlovných
...míst. Odlovy v těchto lokalitách jsou podrobněji popsány v následujících subkapitolách
...5.1.1. - 5.1.11. Následně je jedna subkapitola věnována velikostnímu a hmotnostnímu rozpětí
...viz subkapitola 5.1.12.). Statistické vyhodnocení zjištěných dat v lotických vodách
...je obsaženo v subkapitole 5.1.13.

5.1.1. Odlovné místo R1: České Velenice - u koupaliště

Řeka Lužnice zde tvoří státní hranici s Rakouskem. Orientační poloha tohoto odlovného
...místa je znázorněna na obr. 5 na str. 50. Koryto řeky bylo v tomto úseku částečně napřímeno
...a antropogenně ovlivněno. V době odlovu v roce 2002 bylo dno kamenité a poskytovalo řadu
...úkrytů pro ryby. Velké kameny společně s vyšší proudivostí v tomto úseku způsobovaly
...turbulentní proudění vody. Břehy byly převážně kamenité, mírně se svažující, místy hlinité
...a podemleté. Z jednotlivých frakcí substrátu dna převažoval relativní podíl kamenitého dna
... (40 %). Štěrkovité bylo zastoupeno (30 %), písčité (25 %) a ojediněle (5 %) se vyskytovaly
...bahňaté sedimenty (detrit). Celkově zde byly zajištěny dobré úkryty pro reofilní druhy ryb.
...Břehový porost byl tvořen řídce rostoucími vzrostlými stromy, které způsobovaly zastínění
...65 %. Při odlovu v roce 2002 byla řeka v tomto úseku široká v průměru 9,5 m a délka
...odlovného místa byla 130 m. Celková plocha odlovného místa byla tedy 1 235 m².
...V důsledku povodně v roce 2002 došlo ke stržení podemletých břehů a k tvorbě drobných
...břehových nátrží. Tok se tedy pro odlovy uskutečněné v letech 2003 a 2004 v průměru rozšířil
...o 0,5 m na celkových 10 m. Zároveň došlo k rozčlenění uniformity dna, vytvořily se drobné
...tůňe a štěrkové lavice. V následující tab. 4 jsou uvedeny základní sledované parametry
...týkající se odlovného místa R1 v jednotlivých letech 2002 - 2004.

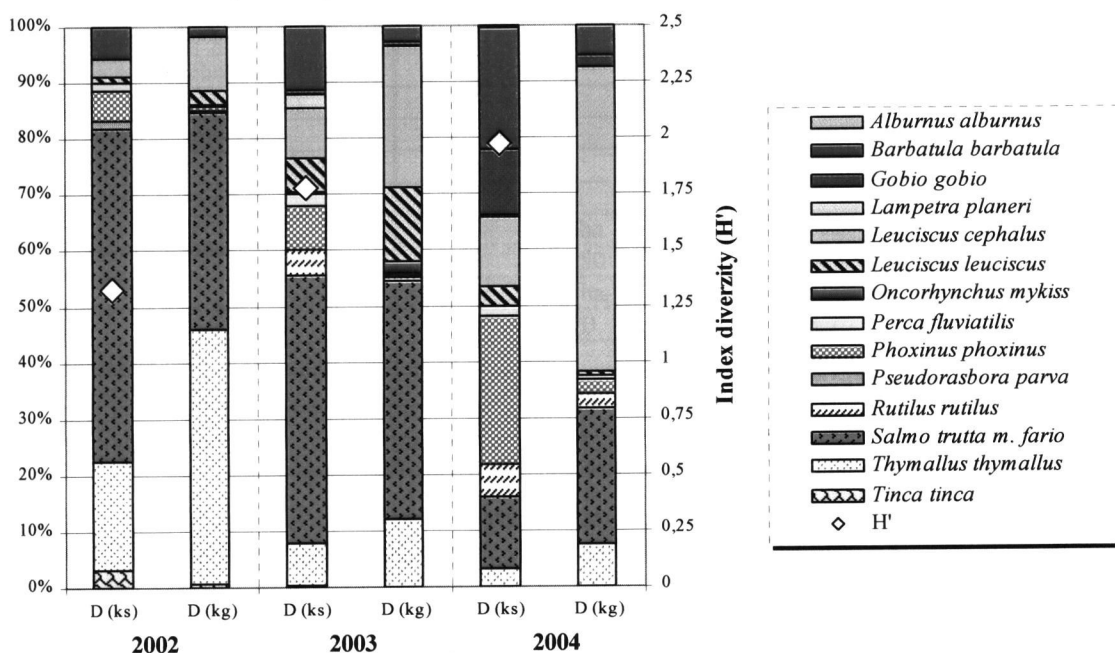
Tab. 4: Základní sledované parametry odlovného místa R1 v letech 2002 - 2004

Odlovné místo R1 - České Velenice - u koupaliště (ř. km 159,5)						
Geografické souřadnice GPS		N 48°45'443''; EO 14°57'37''				
Datum odlovu		17. 7. 2002		6. 5. 2003		3. 8. 2004
Teplota vody (°C)		17		14,3		18,1
pH		7,92		6,7		8,32
Obsah kyslíku (mg.l ⁻¹)		8,4		9,2		9,26
Konduktivita (μS.cm ⁻¹)		134,4		146,7		107,9
Ekologická charakteristika toku		0,5		0,5		0,5
Břehový porost		0,5		0,5		0,5
Substrát dna (%)	kamen	40		40		40
	štěrk	30		40		35
	písek	25		20		23
	detrit	5		0		2
Průtok v řece (m ³ .s ⁻¹)		1,75		1,56		1,09
Ø hloubka odlovného místa (m)		0,35		0,40		0,33
Ø šířka odlovného místa (m)		9,5		10		10
Délka odlovného místa (m)		130		130		130
Plocha odlovného místa (m ²)		1 235		1 300		1 300
Počet zjištěných druhů		9		12		11
Odhad celkové abundance	ks/km	ks/ha	ks/km	ks/ha	ks/km	ks/ha
	685	719	1 639	1 639	1 670	1 670
Odhad celkové biomasy	kg/km	kg/ha	kg/km	kg/ha	kg/km	kg/ha
	33,8	35,6	94,5	94,5	71,4	71,4
Index diverzity (H')		1,3282		1,7828		1,9707
Index diverzity (Hs)		0,4001		0,2645		0,1672
Ekvitabilita (E)		0,2959		0,3325		0,3663
Koeficient F/C		3,14		0,75		0,38

Z tab. 4 je zřejmé, že sledované chemické a fyzikální ukazatele se mezi jednotlivými roky příliš nelišily. V tomto odlovném místě došlo rovněž k částečné změně v zastoupení jednotlivých frakcí dnového substrátu. Během povodně ze srpna 2002 byla odplavena jemnější frakce (detrit a písek) a v roce 2004 (v klidnějších úsecích) se tyto frakce opět začaly usazovat. Nejvíce druhů bylo v tomto odlovném místě zjištěno v roce 2003 (11 druhů ryb + 1 druh kruhoústých). V tomto roce byl zároveň zjištěn i nevyšší odhad celkové biomasy (dále jen biomasy), který vzrostl z původních 35,6 kg/ha v roce 2002 na 94,5 kg/ha v roce 2003. Odhad celkové abundance (dále jen abundance) dosahoval nejvyšších hodnot až v roce 2004 (1 670 ks/ha), kde však současně poklesla biomasa na 71,4 kg/ha. Druhově nejchudší bylo toto odlovné místo v roce 2002 (8 druhů ryb a 1 druh kruhoústých), kdy byla zjištěna i nejnižší abundance (721 ks/ha). Z hlediska ochrany přírody je velmi cenné zjištění výskytu *Lampetra planeri* (v roce 2003 a 2004) - zvláště chráněného druhu spadajícího podle Národní legislativy do NL - I (kriticky ohrožený) a chráněného i podle Evropské legislativy (EL - II). Postupný nárůst abundance i biomasy v průběhu sledování u *Phoxinus phoxinus* je rovněž cenný (viz níže v obr. 8). Tento druh je také zvláště chráněný, podle Národní legislativy spadá do NL - III (ohrožený). Hodnota indexu diverzity (H') a ekvitabilita (E) byla nejvyšší až v roce 2004 (1,9707 respektive 0,3663), naproti tomu nejvyšší hodnota indexu diverzity (Hs) byla zaznamenána v roce 2002 (0,4001). Odlovem v roce 2003 byl oproti roku 2002 zjištěn výskyt *Gobio gobio*, *Lampetra planeri*, *Oncorhynchus mykiss* a *Rutilus rutilus*. Tyto druhy (vyjma *Oncorhynchus mykiss*) byly zaznamenány též v roce 2004. V letech 2003 a 2004 nebyl odlovem prokázán výskyt *Pseudorasbora parva*. Na výrazném zvýšení abundance a biomasy v roce 2003 měl vliv výskyt *Salmo trutta morpha fario*, jehož abundance v roce 2003 vzrostla na 777 ks/ha ze 429 ks/ha v roce 2002 a biomasa na 39,9 kg/ha z 13,9 kg/ha v roce 2002. Následně ale v roce 2004 došlo k výraznému poklesu abundance a biomasy u tohoto druhu. Dále byl zaznamenán výrazný nárůst abundance a biomasy u *Leuciscus cephalus*, a to v roce 2003 a 2004 oproti roku 2002. Vliv povodně

v srpnu 2002 se následně (v letech 2003 a 2004) projevil ve zvýšení počtu reofilních a eurytopních druhů ryb. Oproti roku 2002 a 2003 již nebyl v roce 2004 zjištěn žádný limnofilní druh ryb. Celkový přehled odhadu abundance a biomasy zjištěných ryb v tomto odlovném místě je uveden v příloze č. 5a. Podle koeficientu F/C se optimální hodnotě přibližuje pouze hodnota 3,14 z roku 2002. Ostatní hodnoty 0,75 z roku 2003 a dokonce hodnota 0,38 z roku 2004 svědčí o nevyvážené populaci s vysokou převahou dravých ryb. Jak je vidět z obr. 8 pro roky 2002 a 2003, v početní dominanci převládá *Salmo trutta morpha fario* (59,6 % a 47,4 %) a v roce 2004 pak *Phoxinus phoxinus* (26,3 %). V hmotnostní dominanci převládá *Thymallus thymallus* (45,7 % pro rok 2002), *Salmo trutta morpha fario* (42,2 % pro rok 2003) a *Leuciscus cephalus* (54,4 % pro rok 2004).

Obr. 8: Přehled početní a hmotnostní dominance a indexu diverzity (H') zjištěných ryb v odlovném místě R1 pro roky 2002 - 2004



5.1.2. Odlovné místo R2: České Velenice - u čističky

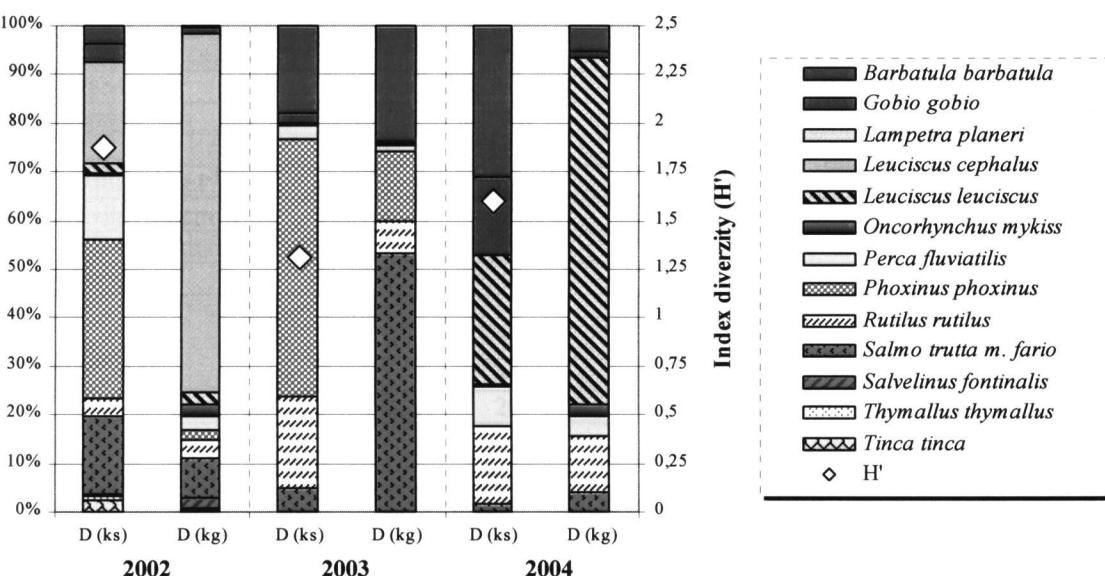
Řeka Lužnice zde tvoří státní hranici s Rakouskem. Orientační poloha tohoto odlovného místa je znázorněna na obr. 5 na str. 50. Koryto řeky bylo v tomto úseku silně antropogenně ovlivněno. V polovině vlastní odlovného místa je zaústěn výtok z čističky odpadních vod pro České Velenice, který sice výrazně zvyšuje úživnost toku pod ním, ale zároveň zanáší tok cizorodými látkami. Před povodní ze srpna 2002 bylo dno převážně písčité (30 %) a štěrkovité (30 %), avšak místy (zejména pod přítokem z čističky odpadních vod) se vyskytovaly bahnité sedimenty dosahující vrstvy až 30 cm. Břehy byly hlinitopísčité, poměrně strmé a na několika místech zpevněné dřevěnou a kamennou rovinaninou. Přirozené úkryty ryby mohly nacházet především v břehových partiích toku (v kořenovém systému vzrostlých stromů a v narušených částech umělého opevnění břehů). Břehový porost z hustě rostoucími vzrostlými stromy způsoboval vysoké zastínění. Řeka byla v tomto úseku široká v průměru 9,5 m a délka loveného úseku byla 110 m. Celková plocha odlovného místa byla tedy 1 045 m² a byla neměnná pro všechny 3 roky sledování. V důsledku povodně v roce 2002 došlo k výraznému odplavení detritu a naopak se zde usadil písčité sediment. Zároveň došlo k vyvrácení 4 vzrostlých stromů a k vytvoření břehových nátrží. Porušena byla i kamenná a dřevěná rovinanina, čímž vznikly nové vhodné úkryty pro drobné druhy ryb. V následující tab. 5 jsou uvedeny základní sledované parametry týkající se odlovného místa R2 v jednotlivých letech 2002 - 2004.

Tab. 5: Základní sledované parametry odlovného místa R2 v letech 2002 - 2004

Odlovné místo R2 - České Velenice - u čističky (ř. km 156)						
Geografické souřadnice GPS		N 48°46'059''; EO 14°58'206''				
Datum odlovu		17. 7. 2002		6. 5. 2003		3. 8. 2004
Teplota vody (°C)		17,7		14,6		18,2
pH		8,62		8,2		7,81
Obsah kyslíku (mg.l ⁻¹)		8,1		8,6		8,92
Konduktivita (μS.cm ⁻¹)		228		325		296
Ekologická charakteristika toku		0		0		0
Břehový porost		0		0		0
Substrát dna (%)	kamen	20		20		20
	štěrk	30		35		35
	písek	30		40		35
	detrit	20		5		10
Průtok v řece (m ³ .s ⁻¹)		1,75		1,56		1,09
Ø hloubka odlovného místa (m)		0,52		0,60		0,50
Ø šířka odlovného místa (m)		9,5		9,5		9,5
Délka odlovného místa (m)		110		110		110
Plocha odlovného místa (m ²)		1 045		1 045		1 045
Počet zjištěných druhů		12		7		7
Odhad celkové abundance	ks/km	ks/ha	ks/km	ks/ha	ks/km	ks/ha
	1 473	1 550	3 827	4 028	1 664	1 753
Odhad celkové biomasy	kg/km	kg/ha	kg/km	kg/ha	kg/km	kg/ha
	114	120	32,1	33,7	144,3	151,9
Index diverzity (H')		1,8774		1,3120		1,6009
Index diverzity (Hs)		1,1918		0,3520		0,2260
Ekvitabilita (E)		0,3690		0,2171		0,3073
Koeficient F/C		0,33		1,07		0,27

Z tab. 5 je (podobně jako u odlovného místa R1) patrné, že sledované chemické fyzikální ukazatele se mezi jednotlivými roky příliš nelišily. Oproti odlovnému místu R1 je zde zřejmý výrazný nárůst hodnoty konduktivity a na druhé straně pokles obsahu kyslíku. Tento stav byl způsoben výtokem vody z výše zmiňované čistírny odpadních vod. Nejvíce druhů bylo v tomto odlovném místě zjištěno v roce 2002 (12 druhů ryb s nejvyšší biomasou 120 kg/ha). Naproti tomu byla v tomto roce zaznamenána nejnižší celková abundance (1 550 ks/ha). V roce 2003 bylo odloveno 6 druhů ryb a 1 druh kruhoústých. Zároveň v tomto roce byla nejvyšší celková abundance (4 028 ks/ha) při nejnižší celkové biomase (33,7 kg/ha). Tento stav byl způsoben zejména absencí reofilního druhu *Leuciscus cephalus* v roce 2003 i 2004, který výrazně dominoval v biomase (74 %) i v abundanci (21%) v roce 2002 (viz následující obr. 9).

9: Přehled početní a hmotnostní dominance a indexu diverzity (H') zjištěných ryb v odlovném místě R2 pro roky 2002 - 2004



Abundance ohroženého druhu (NL - II) *Phoxinus phoxinus* výrazně vzrostla, z 507 ks/ha (v roce 2002) na 2 134 ks/ha (v roce 2003). Jeho početní dominance v roce 2003 dosahovala (53 %). Nejvyšší celková biomasa (151 kg/ha) byla zjištěna v roce 2004, byl opět zjištěn *Leuciscus leuciscus*. Tento druh v roce 2004 dominoval v biomase (53 %). Za zmínění stojí výskyt kriticky ohroženého druhu *Lampetra planeri* (v roce 2003). Nejvyšší hodnota indexu diverzity (H') a ekvitabilita (E) byla nejvyšší v roce 2002 (1,8774 respektive 0,90), naproti tomu nejvyšší hodnota indexu diverzity (H_s) byla v roce 2003 (0,3520). Hodnota koeficientu F/C ze všech 3 let svědčí o nevyrovnané populaci s vysokou převahou *Phoxinus phoxinus*. Oproti popovodňovému průběhu v odlovném místě R1 zde byl v letech 2003 a 2004 zjištěn úbytek reofilních druhů ryb. Limnofilní druhy ryb nebyly odlovem prokázány v letech 2003 a 2004. Celkový přehled odhadu abundance a biomasy zjištěných ryb v tomto odlovném místě je uveden v příloze č. 5a.

3. Odlovné místo R3: Krabonoš (pod rotou)

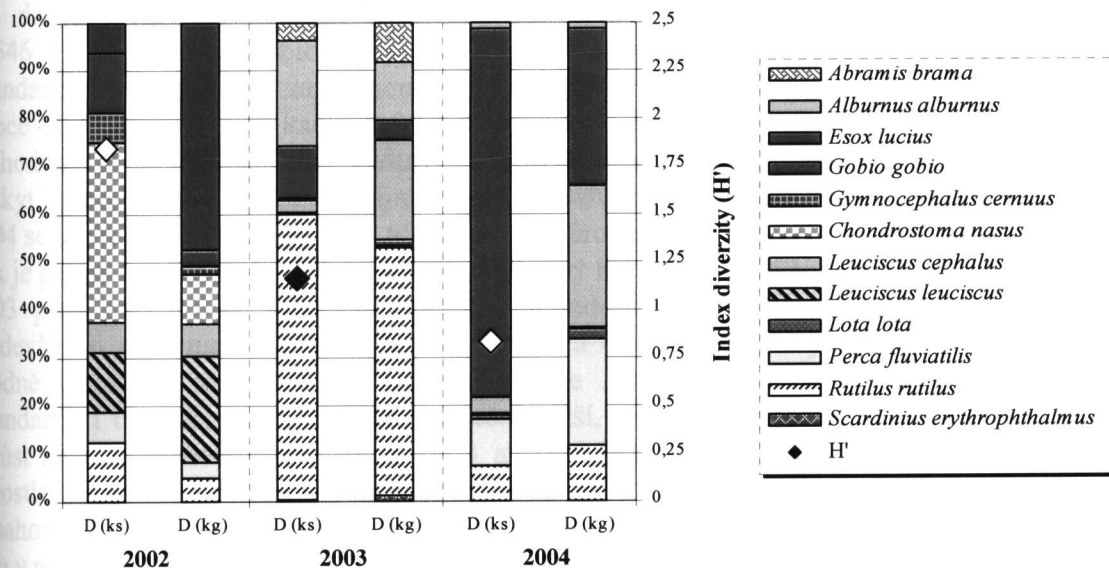
Řeka Lužnice má v tomto úseku přirozený charakter toku a v minulosti nebyla uměle upravována člověkem. Orientační poloha tohoto odlovného místa je znázorněna na obr. 5 a obr. 50. Při odlovu v roce 2002 byly břehy převážně písčité, místy hlinité a poměrně strmé. Pro ryby zde byly tvořeny břehovým porostem a břehovými nátržemi. Dno bylo převážně písčité (40 %). Uniformitu dna rozčleňovaly písčné lavice porostlé submersní vegetací a mělčí i hlubší tůně. Před povodní ze srpna 2002 bylo odlovné místo tvořeno proudnicí a 1 slepým ramenem. Během povodně došlo k protržení slepého ramene a jeho spojení s hlavním tokem. Vznikl tak menší ostrov a hlavní proudnice byla posunuta směrem k severu bývalého slepého ramene. I přes zmíněné posuny proudnice nedošlo ke změně povrchové plochy odlovného místa. Po povodni v roce 2003 a 2004 byl zjištěn pokles podílu detritu a zvýšení písčité frakce substrátu dna. V následující tab. 6 jsou uvedeny základní sledované parametry týkající se odlovného místa R3 v jednotlivých letech 2002 - 2004.

Tab. 6: Základní sledované parametry odlovného místa R4 v letech 2002 - 2004

Odlovné místo R3 - Krabonoš - pod rotou (ř. km 148,5)						
Geografické souřadnice GPS		N 48°48'182''; EO 14°56'512''				
Datum odlovu		17. 7. 2002		30. 4. 2003		3. 8. 2004
Teplota vody (°C)		19,2		11,5		18,8
pH		7,98		7,6		8,52
Obsah kyslíku (mg.l ⁻¹)		7,1		7,7		7,82
Konduktivita (μS.cm ⁻¹)		229		197		248
Ekologická charakteristika toku		1		1		1
Břehový porost		0		0		0
Substrát dna (%)	kamen	10		10		10
	štěrk	30		30		30
	písek	40		50		50
	detrit	20		10		10
Průtok v řece (m ³ .s ⁻¹)		1,750		1,756		1,094
Ø hloubka odlovného místa (m)		0,88		0,95		0,75
Ø šířka odlovného místa (m)		8		8		8
Délka odlovného místa (m)		50		50		50
Plocha odlovného místa (m ²)		400		400		400
Počet zjištěných druhů		8		9		7
Odhad celkové abundance		ks/km	ks/ha	ks/km	ks/ha	ks/km
		320	400	6 980	8 725	7 640
Odhad celkové biomasy		kg/km	kg/ha	kg/km	kg/ha	kg/km
		13,5	16,9	102,3	127,9	86,3
Index diverzity (H')		1,8407		1,1673		0,8351
Index diverzity (Hs)		0,2031		0,4178		0,6164
Ekvitabilita (E)		0,6639		0,1994		0,1405
Koeficient F/C		2,11		3,87		3,01

Z tab. 6 je zřejmé, že druhově nejpestřejší bylo toto odlovné místo (podobně jako R1) v roce 2003 (9 druhů ryb). Nejnížší celková abundance i biomasa byla zaznamenána v roce 2002. Výrazné zvýšení celkové abundance i biomasy pro rok 2003, způsobil nárůst abundance i biomasy u druhu *Rutilus rutilus*, a to z 50 ks/ha (0,9 kg/ha) v roce 2002 na 5 200 ks/ha (66 kg/ha) v roce 2003. Tento druh (viz obr. 10) v roce 2003 dominoval svou abundancí (60 %) i biomasou (52 %), ale v roce 2004 došlo k opětovnému poklesu jeho abundance i biomasy.

Obr. 10: Přehled početní a hmotnostní dominance a indexu diverzity (H') zjištěných ryb v odlovném místě R3 pro roky 2002 - 2004



Oproti roku 2002 byl v roce 2003 zjištěn výskyt *Alburnus alburnus* a jeho abundance byla 1 925 ks/ha. V roce 2004 abundance tohoto druhu poklesla na 100 ks/ha. Během kontrolních odlovů v letech 2002, 2003 a 2004 došlo k postupnému zvyšování abundance i biomasy u *Gobio gobio*, a to z 50 ks/ha (0,6 kg/ha) v roce 2002 na 950 ks/ha (5,2 kg/ha), a v roce 2004 dominoval v abundanci (78 %) při hodnotě 7 400 ks/ha, respektive 35,4 kg/ha. Výskyt *Abramis brama* byl zjištěn pouze v roce 2003. Tento druh se do lokality dostal s největší pravděpodobností v důsledku jeho vyplavení z okolních rybníků při povodni v srpnu 2002. Cenným zjištěním byl postupný nárůst abundance a biomasy (během let 2003 a 2004) u zvláště chráněného druhu v kategorii NL - III (ohrožený druh) *Lota lota*. Hodnota indexu diverzity (H') a ekvitabilita (E) byla nejvyšší v roce 2002 (1,8407 respektive 0,6639), naproti tomu nejvyšší hodnota indexu diverzity (H_s) byla v roce 2004 (0,6164). Hodnoty koeficientu F/C ze všech 3 let svědčí o relativně vyvážené populaci s mírnou převahou dravých ryb. Optimální hodnota (3,87) byla zjištěna v roce 2003. V roce 2003 nebyly odlovem prokázány 2 reofilní druhy *Leuciscus leuciscus* a *Chondrostoma nasus*, na druhé straně se (pouze v roce 2003) v úlovku vyskytly 2 limnofilní druhy *Scardinius erythrophthalmus* a již zmiňovaný *Abramis brama*. Celkový přehled odhadu abundance a biomasy zjištěných ryb v tomto odlovném místě je uveden v příloze č. 5a.

5.1.4. Odlovné místo R4: Pod lanopásem

Orientační poloha tohoto odlovného místa je znázorněna na obr. 5 na str. 50. Řeka Lužnice zde byla v minulosti silně ovlivňována činností člověka. Před vybudováním tzv. lanopásu (pro dopravu vytěženého písku z pískovny Halámky k místu expedice u železniční trati na druhé straně toku) se vytěžený materiál dopravoval přes brod nákladními automobily. Po vybudování lanopásu se lokalita postupně vracela k přírodě blízkému stavu. Již před povodní z roku 2002 měla lokalita charakter přírodního toku. V relativním zastoupení jednotlivých frakcí dna bylo nejvíce písčité frakce (50 %) a detritu (40 %). Břehy byly pozvolné hlinitopísčité, zpevněné břehovým porostem (keře vrb a vzrostlé stromy), který zde způsoboval zastínění okolo 60 %. Ryby zde nacházely úkryty v břehových partiích, mezi kořenovým systémem keřů i pod vývraty stromů a v hlubších tůňích. Při odlovu v roce 2002 zde byla řeka v průměru široká 10 m a délka loveného úseku byla pouze 50 m (z důvodu obtížného terénu pro dostatečné prolovení odlovného místa). Celková plocha odlovného místa byla tedy 500 m². V důsledku povodně v roce 2002 došlo k prohloubení a rozšíření koryta toku. Zároveň došlo k několika vývratům, které způsobily menší či větší břehové nátrže, vytvořily se nové tůně a písčné lavice. Tok se tedy v průměru rozšířil o 1 m na celkových 11 m.

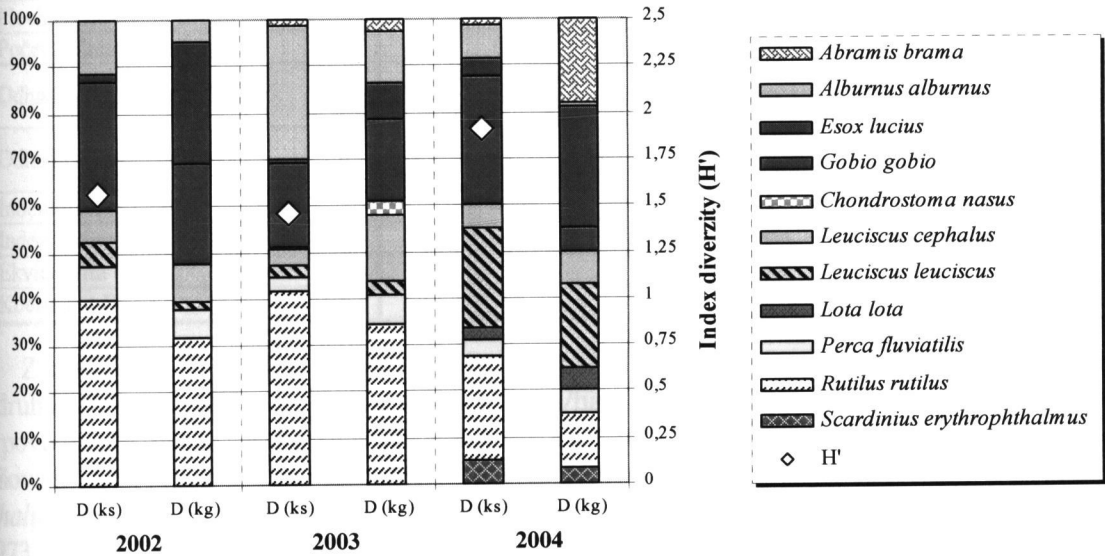
Z následující tab. 7 je možné vyčíst, že nejvíce druhů bylo zaznamenáno v roce 2004 (10 druhů ryb), ale zároveň byla v tomto roce zjištěna nejnižší celková abundance (4 546 ks/ha) i celková biomasa (76,3 kg/ha) ze všech třech odlovů. Nejvyšší celková abundance i biomasa byla zaznamenána v roce 2003, kde vzrostla z 6 500 ks/ha (99,3 kg/ha) v roce 2002 na 23 399 ks/ha (192 kg/ha) v roce 2003, ale v roce 2004 opětovně klesla na hodnotu 4 545 ks/ha (76,3 kg/ha). Po proběhlé povodni v roce 2003 a 2004 byl zjištěn výskyt limnofilních druhů ryb, zejména pak *Abramis brama* 255 ks/ha (5,1 kg/ha) a v roce 2004 se snížila jeho abundance na 55 ks/ha, ale zároveň se zvýšila jeho biomasa na 13,8 kg/ha (jak je patrné rovněž z obr. 11 na str. 70). Výrazný nárůst celkové abundance i biomasy v roce 2003 proti roku 2002 způsobilo zvýšení abundance i biomasy eurytopních druhů ryb, především u *Alburnus alburnus*, *Rutilus rutilus* a *Gobio gobio*. Jejich abundance i biomasa shodně vzrostla v roce 2003 a následně v roce 2004 došlo k opětovnému snížení jejich abundance i biomasy, a to na hodnoty ještě nižší, než byly zjištěny v roce 2002. Postupný nárůst abundance během let 2002, 2003 a 2004 byl pozorován pouze u *Esox lucius*, kde vzrostla z původních 120 ks/ha v roce 2002 na 145 ks/ha v roce 2003 a v roce 2004 dosahovala hodnot 182 ks/ha. Cenný je prokázaný výskyt ohroženého druhu (NL - III) *Lota lota* v roce 2004.

Tab. 7: Základní sledované parametry odlovného místa R4 v letech 2002 - 2004

Odlovné místo R4 - Pod lanopásem (ř. km 144)						
Geografické souřadnice GPS		N 48°49'366''; EO 14°55'733''				
Datum odlovu		18. 7. 2002		30. 4. 2003		4. 8. 2004
Teplota vody (°C)		19,5		12		18,6
pH		8,2		8,5		7,62
Obsah kyslíku (mg.l ⁻¹)		7,0		6,8		8,18
Konduktivita (μS.cm ⁻¹)		242		287		273
Ekologická charakteristika toku		1		1		1
Břehový porost		0,5		0,5		0,5
Substrát dna (%)	kamen	0		0,		0,
	štěrk	10		10		10
	písek	50		60		60
	detrit	40		30		30
Průtok v řece (m ³ .s ⁻¹)		2,310		1,756		1,045
Ø hloubka odlovného místa (m)		1,12		1,20		0,95
Ø šířka odlovného místa (m)		10		11		11
Délka odlovného místa (m)		50		50		50
Plocha odlovného místa (m ²)		500		550		550
Počet zjištěných druhů		7		9		10
Odhad celkové abundance	ks/km	6 500		25 740		5 000
	ks/ha	6 500		23 399		4 546
Odhad celkové biomasy	kg/km	99,33		211,2		83,9
	kg/ha	99,33		192		76,3
Index diverzity (H')		1,5672		1,4574		1,9083
Index diverzity (Hs)		0,2623		0,2925		0,1854
Ekvitabilita (E)		0,2710		0,2036		0,3456
Koeficient F/C		2,58		5,98		1,60

Hodnota indexu diverzity (H') a ekvitabilita (E) byla nejvyšší v roce 2004 (1,9083, respektive 0,3456), naproti tomu nejvyšší hodnota indexu diverzity (Hs) byla v roce 2003 (0,2925). Podle koeficientu F/C se v optimu pohybuje pouze hodnota 5,98 z roku 2003. Ostatní hodnoty 2,58 z roku 2002 a hodnota 1,6 z roku 2004, svědčí o nevyvážené populaci s převahou dravých ryb. Celkový přehled odhadu abundance a biomasy zjištěných ryb v tomto odlovném místě je uveden v příloze č. 5b.

Obr. 11: Přehled početní a hmotnostní dominance a indexu diverzity (H') zjištěných ryb v odlovném místě R4 pro roky 2002 - 2004



5.1.5. Odlovné místo R5: Pod mostem v Halámkách

Toto odlovné místo je specifické svým přechodem z přírodního charakteru toku do uměle napřímeného, silně regulovaného koryta. Orientační poloha tohoto odlovného místa je znázorněna na obr. 5 na str. 50. Před povodní ze srpna 2002 bylo dno převážně písčité (65 %), uniformní, bez výskytu tůní a písečných lavic. Břehy byly zarovnané a prudce se svažovaly. Břehový porost zde byl tvořen umělou liniovou výsadbou topolů. Při povodni došlo k výraznému vymletí dna přímo pod mostem a vytvořila se tak rozsáhlá tůň, která místy dosahovala hloubky až 7 m. Zároveň došlo k silným břehovým nátržím a ke statickému narušení vlastního tělesa mostu. Dále byla poškozena liniová výstavba topolů a byla vyvrácena většina těchto stromů. Materiál pocházející z velké tůně pod mostem byl usazen níže v toku (směrem po proudu) a část byla vyplavena na břehy a do prostoru aluvia. Z tohoto závažného důvodu nemohl být v letech 2003 a 2004 proveden odlov na identickém místě a odlovné místo bylo tudíž posunuto o 60 m níže po proudu. Zde byla průměrná šířka odlovného místa v průměru o 1 m užší při zachování stejné délky úseku. Celková plocha odlovného místa byla tedy 1 100 m². Nově vzniklé břehové nátrže vytvořily vhodné rybí úkryty. V tab. 8 jsou uvedeny základní sledované parametry týkající se odlovného místa R5 v jednotlivých letech 2002 - 2004.

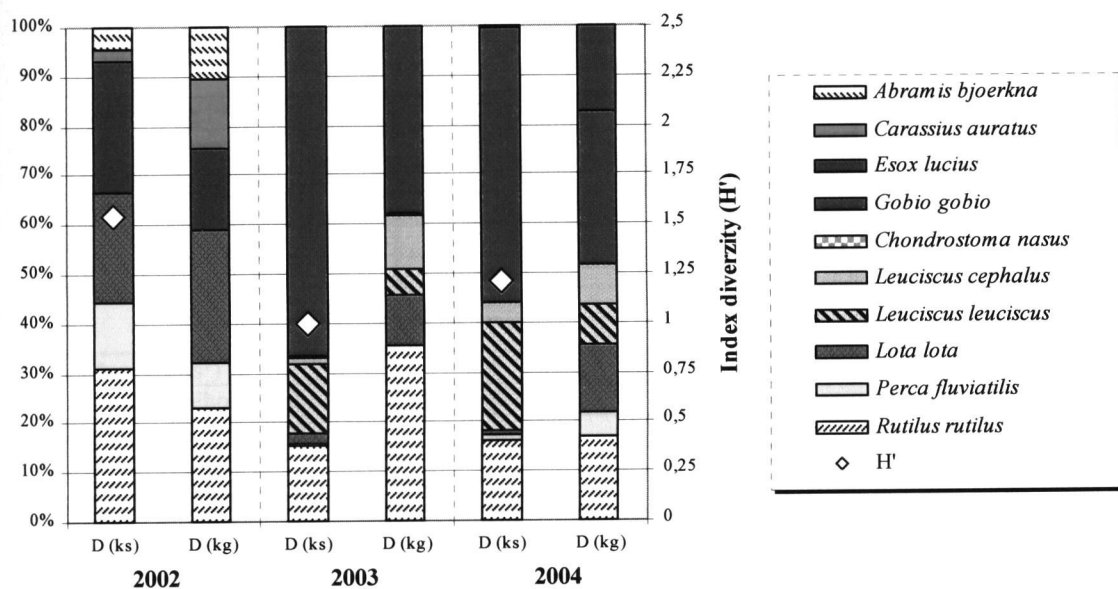
Tab. 8: Základní sledované parametry odlovného místa R5 v letech 2002 - 2004

Odlovné místo R5 - Pod mostem v Halámkách (ř. km 136,5)						
Geografické souřadnice GPS		N 48°51'024''; EO 14°54'331''				
Datum odlovu		17. 7. 2002	30. 4. 2003	2. 8. 2004		
Teplota vody (°C)		19,2	13,5	18,4		
pH		7,66	6,92	7,88		
Obsah kyslíku (mg.l ⁻¹)		6,7	7,95	7,92		
Konduktivita (μS.cm ⁻¹)		234	252	246		
Ekologická charakteristika toku		0	0	0		
Břehový porost		0,5	1,0	1,0		
Substrát dna (%)	kamen	5	5	5		
	štěrk	20	20	20		
	písek	65	70	70		
	detrit	10	5	5		
Průtok v řece (m ³ .s ⁻¹)		1,750	1,756	1,153		
Ø hloubka odlovného místa (m)		0,45	0,50	0,45		
Ø šířka odlovného místa (m)		12	11	11		
Délka odlovného místa (m)		100	100	100		
Plocha odlovného místa (m ²)		1 200	1 100	1 100		
Počet zjištěných druhů		6	7	7		
Odhad celkové abundance	ks/km	ks/ha	ks/km	ks/ha	ks/km	ks/ha
	450	375	5 940	5 400	4 980	4 527
Odhad celkové biomasy	kg/km	kg/ha	kg/km	kg/ha	kg/km	kg/ha
	35,7	29,8	90	81,8	36,5	33,2
Index diverzity (H')		1,5416	0,9941	1,2055		
Index diverzity (Hs)		0,2375	0,4890	0,3834		
Ekvitabilita (E)		0,4050	0,1559	0,1941		
Koeficient F/C		1,15	4,11	1,58		

Z tab. 8 je zřejmé, že druhově nejméně pestré bylo toto odlovné místo v roce 2002 (6 druhů ryb) a i celková abundance (375 ks/ha) a biomasa (29,8 kg/ha) byla nejnižší. Po povodni ze srpna 2002 byl odlovem v roce 2003 a 2004 zjištěn výskyt a postupné zvyšování abundance 2 nových reofilních druhů ryb, a to *Leuciscus leuciscus* a *Leuciscus cephalus*. Jejich abundance vzrostla v roce 2004 u *Leuciscus leuciscus* ze 764 ks/ha na 973 ks/ha a u *Leuciscus cephalus* ze 73 ks/ha na 191 ks/ha. U těchto druhů došlo zároveň ke snížení biomasy o 40,2 % (u *Leuciscus leuciscus*) a o 70,1 % (u *Leuciscus cephalus*).

Výskyt reofilního druhu *Chondrostoma nasus* byl zaznamenán pouze v roce 2003. Nejvýraznější podíl na zvýšení celkové abundance i biomasy v roce 2003 oproti roku 2002 měl eurytopní druh *Gobio gobio*. V roce 2003 jeho početní dominance činila 66,7 % (viz obr. 12) a měla tak i výrazný vliv na hodnotu indexu diverzity (H').

Obr. 12: Přehled početní a hmotnostní dominance a indexu diverzity (H') zjištěných ryb v odlovném místě R5 pro roky 2002 - 2004



Velice cenný je výskyt (ve všech sledovaných letech) ohroženého druhu (NL – III) *Lota lota*. Hodnota indexu diverzity (H') a ekvibilita (E) byla nejvyšší v roce 2002 (1,5416 respektive 0,4050), naproti tomu nejvyšší hodnota indexu diverzity (H_s) byla v roce 2003 (0,4890). Podle koeficientu F/C se v optimu pohybuje pouze hodnota 4,11 z roku 2003, kdy v odlovu nebyl zaznamenán *Esox lucius*. Ostatní hodnoty 1,15 z roku 2002 a hodnota 1,58 z roku 2004, svědčí o nevyvážené populaci s převahou dravých ryb. Celkový přehled odhadu abundance a biomasy zjištěných ryb v tomto odlovném místě je uveden v příloze č. 5b.

5.1.6. Odlovné místo R6: Pod jezem u Šulcova mlýna

Orientační poloha tohoto odlovného místa je znázorněna obr. 5 na str. 50. Úsek řeky v tomto odlovném místě byl v minulosti výrazně pozměněn činností člověka. V horní části odlovného místa je vybudován jez, který již neplní svou funkci a v dnešní době má charakter přírodě blízkého jezu s balvanitým skluzem. Náhon k mlýnu byl utěsněn a není (až na drobné tůně) zavodněn. V době odlovu v roce 2002 bylo dno této lokality převážně písčité (50 %) s výskytem tůní a písčiny ostrůvků (povodeň zde nezpůsobila výrazné změny v zastoupení jednotlivých frakcí substrátu dna). Pouze u jezového tělesa došlo k podemletí a přesunu kamenné dlažby do prostoru odlovného místa. Břehy byly hlinitopísčité, pozvolně se svažující. Břehový porost byl tvořen řídce rostoucími vzrostlými stromy. Po povodni došlo k několika vývratům, břehovým nátržím a částečně bylo narušeno jezové těleso (viz výše). Přes břehové nátrže a vývraty byla průměrná šířka odlovného místa ve všech 3 letech totožná. Celková plocha odlovného místa byla tedy 1 200 m². V následující tab. 9 jsou uvedeny základní sledované parametry týkající se odlovného místa R6 v jednotlivých letech 2002 - 2004. Jak je dále z této tabulky zřejmé, nejméně druhů ryb bylo v tomto odlovném místě zjištěno v roce 2002 (6 druhů ryb) a i celková abundance (250 ks/ha) a celková biomasa (7,9 kg/ha) byla nejnižší. Nejvíce druhů bylo naopak zaznamenáno v roce 2004 (13 druhů ryb). Nejvyšší celková abundance (3 008 ks/ha) a celková biomasa (111,1 kg/ha) byla zjištěna v roce 2003. Oproti roku 2002 byly v roce 2003 zjištěny 2 druhy reofilních ryb

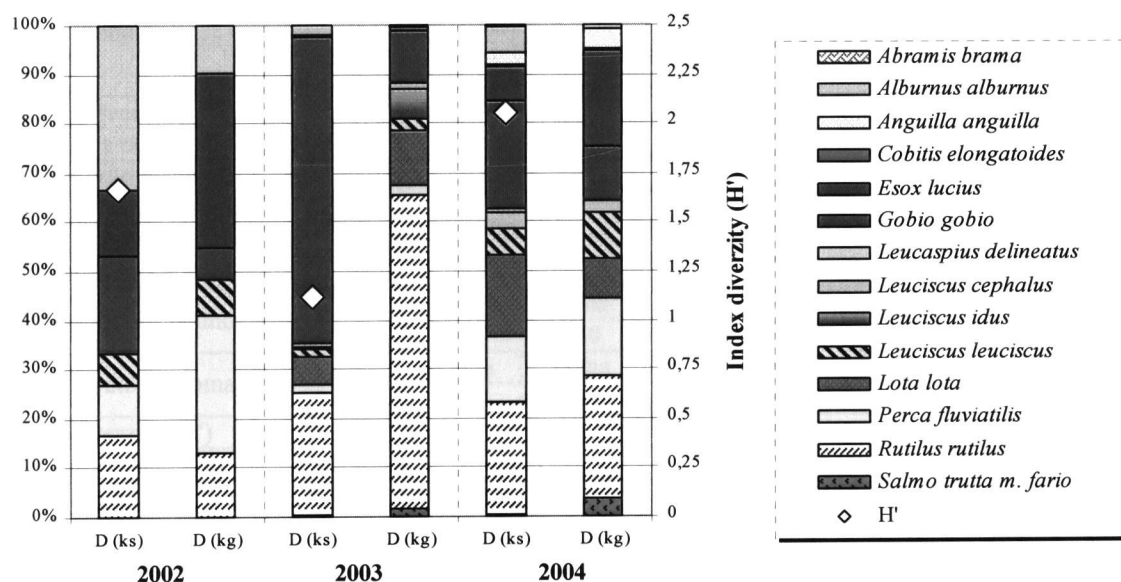
Leuciscus cephalus a *Salmo trutta* morpha *fario* (u obou těchto druhů abundance i biomasa v roce 2004 ještě vzrostla) a 2 druhy eurytopních ryb *Leuciscus idus* a *Lota lota*.

Tab. 9: Základní sledované parametry odlovného místa R6 v letech 2002 - 2004

Odlovné místo R6 - Pod jezem u Šulcova mlýna (ř. km 133,5)							
Geografické souřadnice GPS		N 48°51'479''; EO 14°53'560''					
Datum odlovu		17. 7. 2002		28. 4. 2003		4. 8. 2004	
Teplota vody (°C)		19,2		12		18,9	
pH		7,91		6,86		7,83	
Obsah kyslíku (mg.l ⁻¹)		6,6		8,7		8,33	
Konduktivita (μS.cm ⁻¹)		277		314		175,3	
Ekologická charakteristika toku		0,5		0,5		0,5	
Břehový porost		0,5		0,5		0,5	
Substrát dna (%)	kamen	15		15		20	
	štěrk	15		15		20	
	písek	50		55		50	
	detrit	20		15		10	
Průtok v řece (m ³ .s ⁻¹)		1,750		1,832		1,045	
Ø hloubka odlovného místa (m)		0,85		0,90		0,75	
Ø šířka odlovného místa (m)		12		12		12	
Délka odlovného místa (m)		100		100		100	
Plocha odlovného místa (m ²)		1 200		1 200		1 200	
Počet zjištěných druhů		6		10		13	
Odhad celkové abundance		ks/km	ks/ha	ks/km	ks/ha	ks/km	ks/ha
		300	250	3 610	3 008	3 460	2 884
Odhad celkové biomasy		kg/km	kg/ha	kg/km	kg/ha	kg/km	kg/ha
		9,5	7,9	133,4	111,1	101,8	84,9
Index diverzity (H')		1,6662		1,1172		2,0519	
Index diverzity (Hs)		0,2111		0,4517		0,1569	
Ekvitabilita (E)		0,4899		0,1897		0,3982	
Koeficient F/C		0,87		5,31		1,29	

Podle hodnoty konstance 18,2 % (jak dokládá příloha č. 7) spadá *Leuciscus idus* do třídy I., tedy vzácný druh (provedeným ichtyologickým průzkumem byl zjištěn pouze v roce 2003 v odlovném místě R6 a R8). *Leuciscus idus* i *Lota lota* patří mezi druhy zvláště chráněné národní legislativou (NL - III), spadající do kategorie ohrožených.

obr. 12: Přehled početní a hmotnostní dominance a indexu diverzity (H') zjištěných ryb v odlovném místě R6 pro roky 2002 - 2004



Jak je mimo jiné patrné z předchozího obr. 12, nejvýraznější podíl na zvýšení celkové abundance i biomasy v roce 2003 oproti roku 2002 měl eurytopní druh *Gobio gobio* a *Rutilus rutilus*. Abundance u *Gobio gobio* vzrostla z 50 ks/ha v roce 2002 na 1 867 ks/ha v roce 2003 a biomasa u tohoto druhu vzrostla z 0,53 kg/ha v roce 2002 na 11,6 kg/ha v roce 2003. Relativní dominance tohoto druhu v roce 2003 činila 62,1 % a hmotnostní dominance byla 62,1 % (viz obr. 12). Abundance u *Rutilus rutilus* vzrostla ze 42 ks/ha v roce 2002 na 1 500 ks/ha v roce 2003 a biomasa vzrostla z 1 kg/ha v roce 2002 na 71 kg/ha v roce 2003. Relativní dominance tak činila 24,9 % a hmotnostní dominance byla 64 %). V roce 2004 byl oproti roku 2002 a 2003 zaznamenán výskyt 2 limnofilních druhů *Abramis brama* a *Lucioperca lucaspius delineatus* a 1 eurytopního druhu *Cobitis elongatoides*, který patří mezi zvláště chráněné druhy podle národní legislativy NL - II (silně ohrožený) a chráněný i evropskou legislativou EL - II. Hodnota indexu diverzity (H') byla nejvyšší v roce 2004 (2,0519). Stabilita (E) byla nejvyšší v roce 2002 (0,4899). Nejvyšší hodnota indexu diverzity (Hs) byla v roce 2003 (0,4517). Podle koeficientu F/C se v optimu pohybuje pouze hodnota z roku 2003, kdy v odlovu bylo zaznamenáno nejnižší zastoupení *Esox lucius*. Ostatní hodnoty 0,87 z roku 2002 a hodnota 1,29 z roku 2004, svědčí o nevyvážené populaci s převahou dravých druhů ryb. Celkový přehled odhadu abundance a biomasy zjištěných ryb v tomto odlovném místě je uveden v příloze č. 5b.

7. Odlovné místo R7: V lese nad Tuští

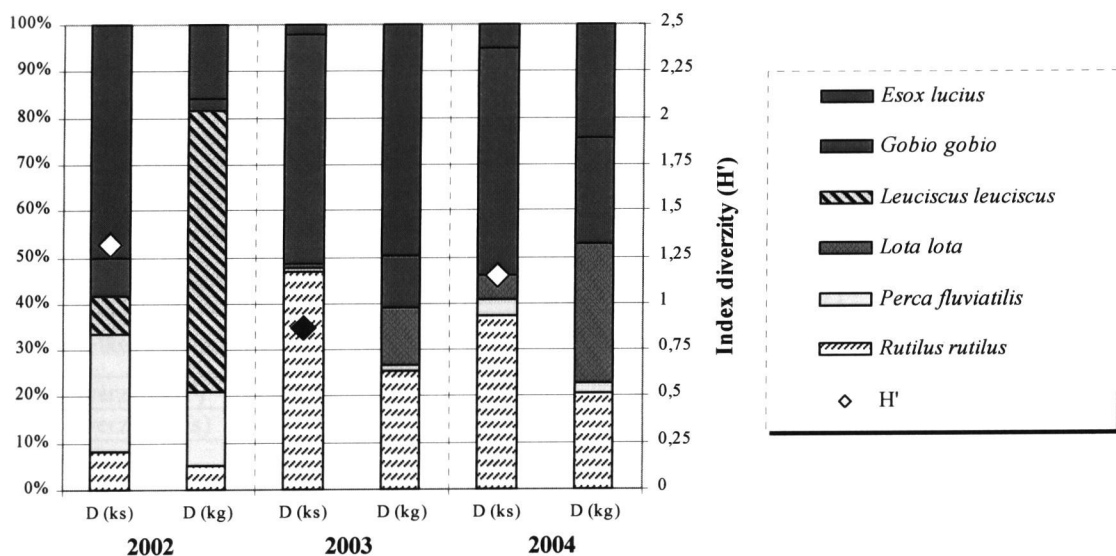
Řeka Lužnice byla v tomto úseku napřímená, zahlobbená a břehy byly osázeny dřevinou liniovou výsadbou. Orientační poloha tohoto odlovného místa je znázorněna na obr. 5 na str. 50. V tab. 10 jsou uvedeny základní sledované parametry týkající se odlovného místa R7 v jednotlivých letech 2002 - 2004.

Tab. 10: Základní sledované parametry odlovného místa R7 v letech 2002 - 2004

Odlovné místo R7 - V lese nad Tuští (ř. km 129,5)						
Geografické souřadnice GPS		N 48°52'207''; EO 14°53'319''				
Datum odlovu		17. 7. 2002		28. 4. 2003		4. 8. 2004
Teplota vody (°C)		19,3		12,3		19,3
H		7,78		7,5		8,28
Obsah kyslíku (mg.l ⁻¹)		6,4		7,42		6,42
Konduktivita (μS.cm ⁻¹)		281		296		366
Ekologická charakteristika toku		0		0		0
Břehový porost		0		0		0
Substrát dna (%)	kamen	0		0		0
	štěrk	10		10		10
	písek	60		60		60
	detrit	30		30		30
Průtok v řece (m ³ .s ⁻¹)		1,750		1,832		1,045
Hloubka odlovného místa (m)		0,98		1,15		0,80
Šířka odlovného místa (m)		10		10		10
Délka odlovného místa (m)		50		50		50
Plocha odlovného místa (m ²)		500		500		500
Počet zjištěných druhů		5		5		5
Odhad celkové abundance	ks/km	ks/ha	ks/km	ks/ha	ks/km	ks/ha
	240	240	2 060	2 060	2 260	2 260
Odhad celkové biomasy	kg/km	kg/ha	kg/km	kg/ha	kg/km	kg/ha
	7,6	7,6	7,5	7,5	17,9	17,9
Index diverzity (H')		1,3144		0,8704		1,1483
Index diverzity (Hs)		0,3333		0,4629		0,3819
Stabilita (E)		0,5289		0,1878		0,2429
Koeficient F/C		5,33		0,61		0,83

Před povodní z roku 2002 bylo dno uniformní, převážně písčité (60 %) se slabou vrstvou jemného bahnitého detritu (30 %), bez výskytu tůní a písčných lavic. Břehy byly převážně hlinité a poměrně strmé. Úkryt pro ryby zde byl tvořen pouze břehovým porostem několika menšími břehovými nátržemi. Zajímavým zjištěním bylo, že povodeň ze srpna 2002 neměla vliv na relativní zastoupení jednotlivých frakcí substrátu dna. Pouze zde došlo k několika vývratům a k větším břehovým nátržím. Průměrná šířka odlovného místa se nezměnila. Celková plocha odlovného úseku byla 500 m². Z předchozí tab. 10 je dále patrné, že co se týče počtu druhů, byla tato lokalita druhově vyvážená (5 druhů ryb ve všech letech). Nejvyšší celková abundance a biomasa byla zaznamenána v roce 2002. V roce 2003 byla zjištěna přibližně stejná celková biomasa (7,6 kg/ha), avšak v roce 2003 celková abundance výrazně vzrostla na 2 060 ks/ha oproti 240 ks/ha v roce 2002. V letech 2003 a 2004 byly odlovem zjištěny pouze eurytopní druhy ryb. Břehové nátrže a vývraty stromů po proběhlé povodni ze srpna 2002 zvýšily úkrytovou kapacitu odlovného místa, na kterou se doval svým osídlením zvláště chráněný, v kategorii ohrožený (NL - III), druh *Lota lota*. V roce 2003 byla abundance tohoto druhu 20 ks/ha a v roce 2004 vzrostla jeho abundance na 120 ks/ha. Z obr. 13 je patrné, že druh *Lota lota* se výrazně podílel na zvýšení celkové biomasy pro rok 2004, a to 30 % hmotnostní dominancí.

Obr. 13: Přehled početní a hmotnostní dominance a indexu diverzity (H') zjištěných ryb v odlovném místě R7 pro roky 2002 - 2004



Dále bylo zaznamenáno postupné navyšování abundance i biomasy u *Gobio gobio* (240 ks/ha a 200 g/ha v roce 2002; 1 020 ks/ha a 820 g/ha v roce 2003 a 1 100 ks/ha a 4 020 g/ha v roce 2004). Hodnota indexu diverzity (H') a ekvitalita (E) byla nejvyšší v roce 2002 (1,44 respektive 0,5289), naproti tomu nejvyšší hodnota indexu diverzity (Hs) byla v roce 2003 (0,4629). Podle koeficientu F/C se v optimu pohybuje pouze hodnota 5,33 z roku 2002, protože početní dominance štiky zde dosahovala 50 %, v hmotnostní dominanci to bylo pouze 15,8 %. Ostatní hodnoty 0,61 (z roku 2003) a hodnota 0,83 (z roku 2004), svědčí o vyvážené populaci s vysokou převahou dravých ryb. Celkový přehled odhadu abundance a biomasy zjištěných ryb v tomto odlovném místě je uveden v příloze č. 5c.

8. Odlovné místo R8: Nad ústím Dračice

Orientační poloha tohoto odlovného místa je znázorněna na obr. 5 na str. 50. Před povodní ze srpna 2002 měla lokalita přirozený charakter toku, koryto bylo částečně obloubeno. Dno toku bylo převážně písčité (60 %), místy štěrkovité (20 %) s jemným hlinitým sedimentem (15 %) a ojedinělým výskytem větších kamenů (5 %). Uniformita dna byla rozčleněna výskytem menších tůní a písčných lavic. Břehy byly převážně hlinité,

poměrně strmé. Bujný břehový porost vzrostlých stromů, ale i keřového patra způsoboval vysoké zastínění hladiny řeky Lužnice. Povodeň ze srpna 2002 neměla na rozměry odlovného místa vliv. Celková plocha odlovného místa tedy byla vždy 910 m². Během povodně byl odplaven jemný bahnitý sediment (pokles v relativním zastoupení na 5 %). Zároveň došlo k několika vývrátům vzrostlých stromů a k drobným břehovým nátržím. V tab. 11 jsou uvedeny základní sledované parametry týkající se odlovného místa R8 v jednotlivých letech 2002 - 2004.

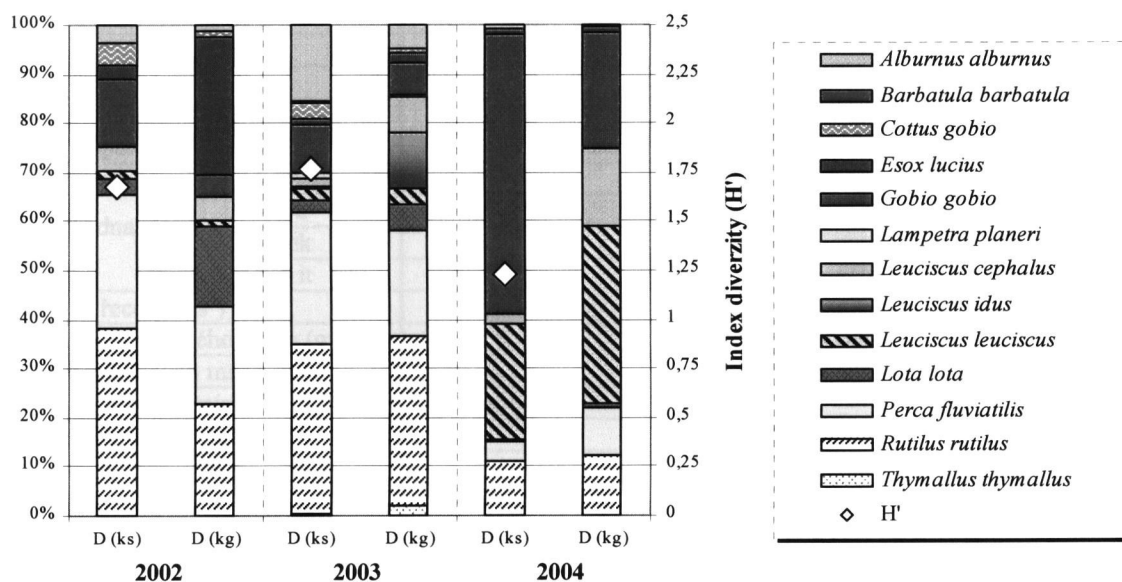
Tab. 11: Základní sledované parametry odlovného místa R8 v letech 2002 - 2004

Odlovné místo R8 - Nad ústím Dračice (ř. km 123,3)						
Geografické souřadnice GPS		N 48°54'303''; EO 14°53'634''				
Datum odlovu		28. 7. 2002		30. 7. 2003		5. 8. 2004
Teplota vody (°C)		19,8		19		19,6
pH		7,21		7,3		6,49
Obsah kyslíku (mg.l ⁻¹)		6,0		6,2		9,12
Konduktivita (µS.cm ⁻¹)		193		187		107,5
Ekologická charakteristika toku		1		1		1
Břehový porost		0		0		0
Substrát dna (%)	kamen	5		5		5
	štěrk	20		25		25
	písek	60		65		65
	detrit	15		5		5
Průtok v řece (m ³ .s ⁻¹)		1,250		0,221		0,946
Ø hloubka odlovného místa (m)		0,85		0,55		0,75
Ø šířka odlovného místa (m)		13		13		13
Délka odlovného místa (m)		70		70		70
Plocha odlovného místa (m ²)		910		910		910
Počet zjištěných druhů		9		13		8
Odhad celkové abundance		ks/km	ks/ha	ks/km	ks/ha	ks/km
		2 700	2 077	3 471	2 671	7 143
Odhad celkové biomasy		kg/km	kg/ha	kg/km	kg/ha	kg/km
		71,9	55,3	102,5	78,9	68,5
Index diverzity (H')		1,6813		1,7676		1,2329
Index diverzity (Hs)		0,2474		0,2279		0,3940
Ekvitabilita (E)		0,3208		0,3218		0,1984
Koeficient F/C		1,19		7,43		4,36

Z tab. 11 je zřejmé, že nejvíce druhů bylo v tomto odlovném místě zaznamenáno v roce 2003 (12 druhů ryb a 1 druh kruhoústých). Naopak druhově nejchudší byla tato lokalita v roce 2004 (pouze 8 druhů ryb). Nejnižší celková abundance byla v roce 2002 (2 077 ks/ha) a naopak nejvyšší celková abundance byla v roce 2004 (5 495 ks/ha) při nejnižší celkové biomase (52,7 kg/ha). V roce 2003 byly oproti roku 2002 odloveny 3 reofilní druhy navíc. Jednalo se o *Thymallus thymallus*, *Lampetra planeri* a *Barbatula barbatula*. V roce 2004 již tyto druhy nebyly odlovem prokázány. Jak je patrné z následujícího obr. 14 navýšení celkové biomasy v roce 2003 nejvíce ovlivnil *Rutilus rutilus*, jehož hmotnostní dominance činila 34,5 %. Celkovou abundancí v odlovu pro rok 2004 výrazně ovlivnil svou početní dominancí *Gobio gobio* (57 %) a *Leuciscus leuciscus* (23 %). V tomto odlovném místě byly během 3 let sledování zaznamenány 4 zvláště chráněné druhy (NL - I kriticky ohrožený druh *Lampetra planeri* a NL - III ohrožené druhy *Leuciscus idus*, *Lota lota*, *Cottus gobio*). Cenný je zejména výskyt *Cottus gobio*, jehož konstance činí pouhých 9,09 % pro každý rok pozorování (jak dokládá příloha č. 7). Odlovem byl prokázán pouze v odlovných místech R8 a R9. Hodnota indexu diverzity (H') a ekvitabilita (E) byla nejvyšší v roce 2003 (1,7676, respektive 0,3218), naproti tomu nejvyšší hodnota indexu diverzity (Hs) byla v roce 2004 (0,3940). Podle koeficientu F/C se v optimu pohybuje pouze hodnota 4,36 z roku 2004. Hodnota 1,19 z roku 2002 svědčí o nevyvážené populaci s mírnou převahou dravých ryb

naopak hodnota 7,43 z roku 2003 svědčí o nevyvážené populaci s mírnou převahou edravých ryb. Celkový přehled odhadu abundance a biomasy zjištěných ryb v tomto dlovném místě je uveden v příloze č. 5c.

br. 14: Přehled početní a hmotnostní dominance a indexu diverzity (H') zjištěných ryb odlovném místě R8 pro roky 2002 - 2004



4.1.9. Odlovné místo R9: Pod jezerem u Majdalény

Orientační poloha tohoto odlovného místa je znázorněna na obr. 5 na str. 50. Na rozdíl d předešlého odlovného místa byla v minulosti tato závěrečná část úseku č. 6 výrazně vlivněna činností člověka, jak je uvedeno v subkapitole 4.1.6. Přesto již před povodní e srpna 2002 bylo vlastní odlovné místo hodnoceno jako částečně upraveno a byla zde pouze proudnice, dno bylo písčité (55 %), s nánosem jemného bahnitého sedimentu (25 %). ři povodni došlo k podemletí a následnému stržení břehů. Odlovné místo se v průměru ožšířilo o 2 m, tedy na 14 m. Zhruba uprostřed tohoto odlovného místa bylo (vlivem otržení písčitého valu oddělujícího řeku Lužnici od pískovny Majdaléna zhruba a 120 ř. km - blíže subkapitola 4.1.6.) uloženo velké množství písčitého sedimentu a vznikla ak písčinná lavice, která rozdělila tok na 2 proudnice. Pravá proudnice byla celkově širší a hlubší. Levá proudnice byla mělká s nepatrným nánosem detritu a měla výrazně nižší proudivost. Celková plocha odlovného místa v roce 2002 byla 720 m² a v letech 2003 a 2004 činila 840 m². Pro roky 2003 a 2004 bylo toto odlovné místo již hodnoceno jako přírodní. Oproti roku 2002 došlo v roce 2003 a 2004 k výraznému zvýšení relativního zastoupení písčitého substrátu dna (na 70 %). Bahnitý sediment (detrit) byl odplaven a ani v roce 2004 nebylo pozorováno opětovné usazování této frakce dnového substrátu.

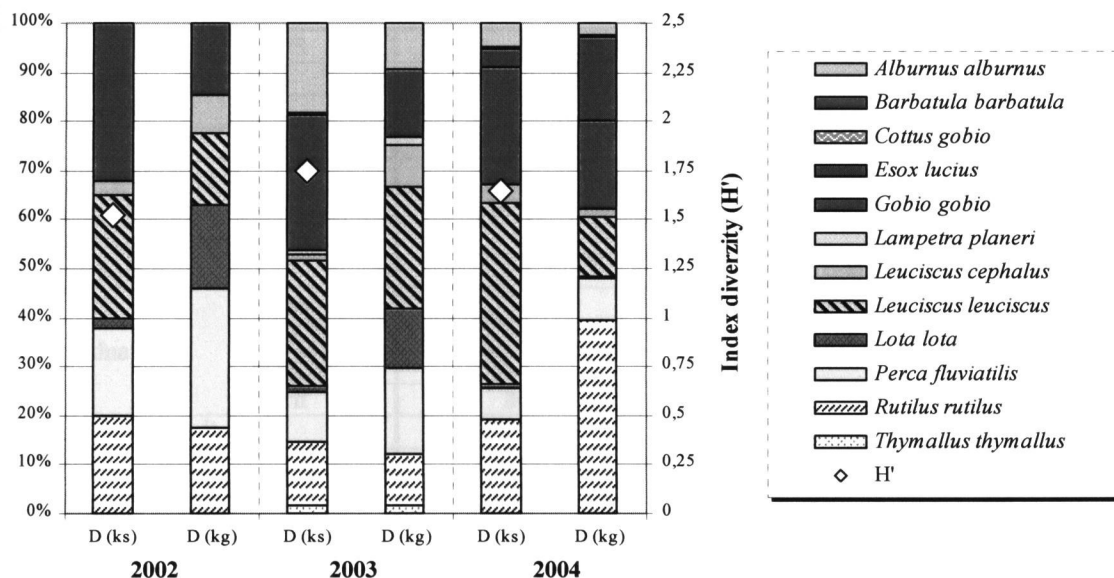
V následující tab. 12 jsou uvedeny základní sledované parametry týkající se odlovného místa R9 v jednotlivých letech 2002 - 2004.

Tab. 12: Základní sledované parametry odlovného místa R9 v letech 2002 - 2004

Odlovné místo R9 - Pod jezerem u Majdalény (ř. km 119,1)							
Geografické souřadnice GPS		N 48°55'239''; EO 14°53'803''					
Datum odlovu		26. 7. 2002		29. 7. 2003		5. 8. 2004	
Teplota vody (°C)		20,0		20,1		19,1	
pH		7,43		6,72		7,67	
Obsah kyslíku (mg.l ⁻¹)		6,1		6,3		8,87	
Konduktivita (μS.cm ⁻¹)		272		203		357	
Ekologická charakteristika toku		0,5		1,0		1,0	
Břehový porost		0,5		0,5		0,5	
Substrát dna (%)	kamen	5		5		5	
	štěrk	15		15		15	
	písek	55		70		70	
	detrit	25		10		10	
Průtok v řece (m ³ .s ⁻¹)		1,160		0,320		0,946	
Ø hloubka odlovného místa (m)		0,85		0,50		0,65	
Ø šířka odlovného místa (m)		12		14		14	
Délka odlovného místa (m)		60		60		60	
Plocha odlovného místa (m ²)		720		840		840	
Počet zjištěných druhů		6		10		9	
Odhad celkové abundance		ks/km	ks/ha	ks/km	ks/ha	ks/km	ks/ha
		2 433	2 029	4 533	3 239	2 466	1 763
Odhad celkové biomasy		kg/km	kg/ha	kg/km	kg/ha	kg/km	kg/ha
		41,7	34,7	51,7	36,9	45,8	32,7
Index diverzity (H')		1,5195		1,7468		1,6496	
Index diverzity (Hs)		0,2402		0,2029		0,2422	
Ekvitabilita (E)		0,3049		0,3116		0,3301	
Koeficient F/C		1,92		4,42		4,73	

Z tab. 12 je patrné, že nejvíce druhů bylo zaznamenáno v roce 2003 (9 druhů ryb a 1 druh kruhoústých). Naopak nejméně druhů bylo v roce 2002 (6 druhů ryb). Nejnížší celková abundance byla v roce 2004 (1 763 ks/ha) a naopak nejvyšší celková abundance (3 239 ks/ha) a celková biomasa (36,9 kg/ha) byla v roce 2003. V roce 2003 byl navíc oproti roku 2002 (stejně jako v odlovném místě R8) odlovem prokázán výskyt 3 reofilních druhů (*Thymallus thymallus*, *Lampetra planeri* a *Barbatula barbatula*). V roce 2004 již tyto druhy zaznamenány nebyly. Celkový přehled odhadu abundance a biomasy zjištěných ryb v tomto odlovném místě je uveden v příloze č. 5c. Přestože v tomto odlovném místě došlo k tak razantním změnám způsobeným povodní ze srpna 2002, neprojeví se tyto změny ve výrazných změnách v celkové biomase během 3 let pozorování. I druhové spektrum bylo více méně zachováno dokonce i se stejným trendem (zvýšení počtu reofilních druhů ryb) jako u odlovného místa R8, které nebylo povodní tak razantně pozměněné. Na změnu prostředí reagoval až v roce 2004 *Esox lucius*, který osídlil hlubší partie a ojedinělým výskytem *Cottus gobio* (na písččných lavicích). Levou proudnici (již v roce 2003) osídlil *Alburnus alburnus*, ostatně jak je vidět na následujícím obr. 15, kde jeho početní dominance činila 18,4 %.

obr. 15: Přehled početní a hmotnostní dominance a indexu diverzity (H') zjištěných ryb v odlovném místě R9 pro roky 2002 - 2004



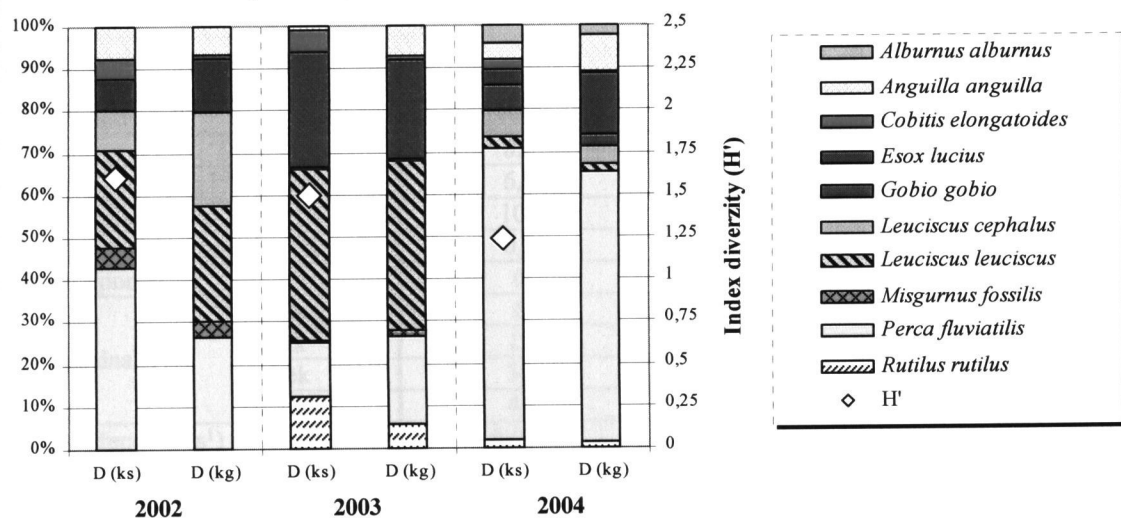
Hodnota indexu diverzity (H') byla nejvyšší v roce 2003 (1,7468). Nejvyšší hodnota indexu diverzity (H_s) a ekvitabilita (E) byla v roce 2004 (0,2422, respektive 0,3301). Podle koeficientu F/C se v optimu pohybují hodnoty 4,42 (v roce 2003) a 4,73 (v roce 2004). Hodnota koeficientu F/C 1,92 (v roce 2002) svědčí o nevyvážené populaci s mírnou převahou menších ryb.

1.10. Odlovné místo R10: Odtoková strouha z pískovny Halámky (těsně pod výpustí)

Následující 2 odlovná místa se nenacházela přímo na hlavním toku, nýbrž na levém břehu z pravostranných přítoků řeky Lužnice (viz subkapitola 4.1.8.). Odlovné místo R11 bylo použito pouze jako srovnávací pro odlovné místo R10, ve které bylo plánováno a v roce 2003 skutečně odtěžení bahnitého sedimentu, rozšíření a zahloubení koryta odtokové strouhy z pískovny Halámky.

Odlovné místo R10 je situováno těsně pod vyústěním jalového přepadu z Halámského náhonu a tok zde kopíruje lesní cestu. Před provedením výše zmiňované úpravy toku bylo dno značně zabahněné (80 %). Mocnost sedimentu místy dosahovala až 60 cm. Šířka toku před úpravou byla 1,5 m a po provedené úpravě toku byla rozšířena na 2,5 m. Odtěžením sedimentu (v délce celého odlovného místa, tj. 100 m) došlo k zahloubení toku a i sklon břehů se zvýšil. Zároveň se zvýšil i relativní podíl písčitého (28 %) a štěrkovitého (15 %) substrátu. Břehový porost byl v tomto úseku řidší (hodnocen stupněm 0,5 - keře a solitérní stromy), což je v souladu s odlovným místem R11 (stupeň 0 - les). Celková plocha odlovného místa byla v roce 2002 (před provedenou úpravou) 120 m² a v roce 2003 a 2004 činila 250 m². V následující kapitole 13 jsou uvedeny základní sledované parametry týkající se odlovného místa R10 za jednotlivých let 2002 - 2004.

Obr. 16: Přehled početní a hmotnostní dominance a indexu diverzity (H') zjištěných ryb v odlovném místě R10 pro roky 2002 - 2004



Nárůst abundance v roce 2003 a následný pokles v roce 2004 byl patrný u většiny zjištěných druhů. Velice zajímavý byl vývoj abundance a biomasy u silně ohroženého (NL – II) druhu *Cobitis elongatoides*, u kterého bylo (po provedené úpravě toku) prokázáno zvýšení abundance z 250 ks/ha v roce 2002 na 920 ks/ha v roce 2003. V roce 2004 abundance tohoto druhu opětovně klesla na 120 ks/ha. Celkový přehled odhadu abundance a biomasy zjištěných ryb v tomto odlovném místě je uveden v příloze č. 5d. Hodnota indexu diverzity (H') a ekvitabilita (E) byla nejvyšší v roce 2002 (1,5996 respektive 0,3832), naproti tomu nejvyšší hodnota indexu diverzity (H_s) byla v roce 2004 (0,4903). Podle koeficientu F/C 8,84 z roku 2003 svědčí tato hodnota o vyvážené populaci s mírnou převahou nedravých druhů ryb, naopak hodnoty 1,27 z roku 2002 a 1,95 z roku 2003 svědčí o nevyvážené populaci s mírnou převahou dravých ryb.

Vzhledem k výsledkům získaným z odlovného místa R11 (srovnávací lokalita), kde byl průběh nárůstu abundance, ale i biomasy rovněž nejvyšší v roce 2003 (dokonce u všech zjištěných druhů) nelze tvrdit že provedené odbahnění mělo dlouhodobý pozitivní vliv na ichtyofaunu odlovného místa R10. Spíše se zde projevil druhotný efekt tohoto zásahu, kdy při provádění prací nebylo použito usazovacích boldrů, a tak veškeré splaveniny putovaly níže po toku. Tato skutečnost měla za následek dočasné zvýšení potravní nabídky v toku a jak je patrné z přílohy č. 5 a 3, kde ke zvýšení celkové abundance i biomasy (pro odlovná místa R10 i R11 a rok 2003) nejvíce přispěly ryby zařazené do potravní skupiny Ca.1 (tedy nespecializovaní masožravci).

5.1.11. Odlovné místo R11: Odtoková strouha z pískovny Halámky (v lese mimo cestu)

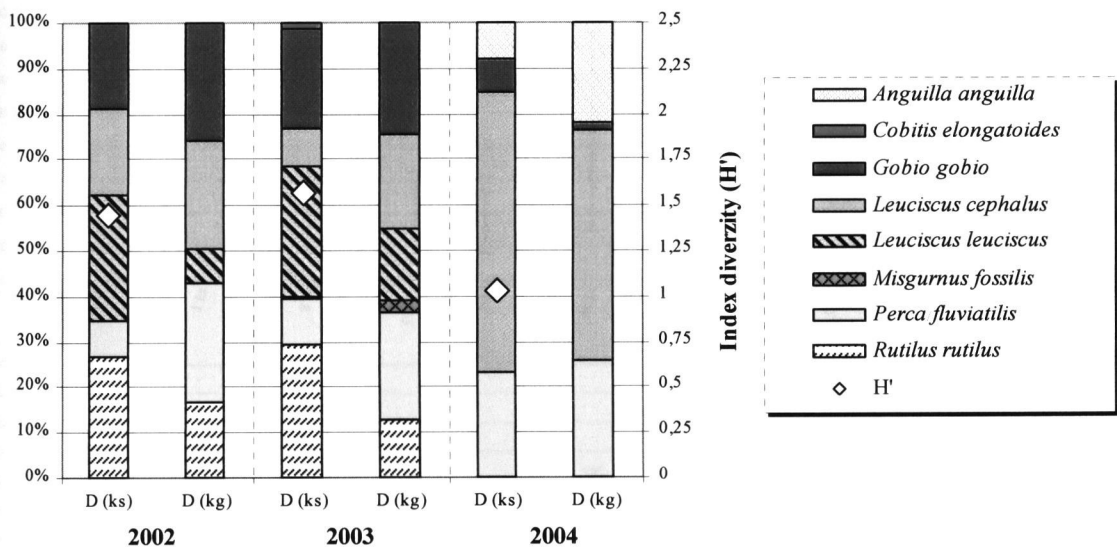
Toto odlovné místo sloužilo jako srovnávací pro odlovné místo R10. Orientační poloha obou těchto odlovných míst je znázorněna na obr. 5 na str. 50. Tok zde byl minulosti několikrát upravován, ale již při odlovu v roce 2002 byl hodnocen stupněm 0,5 (částečně upraven). V roce 2002 bylo dno převážně bahnité (48 %) a písčité (34 %). Břehy byly kolmé, částečně podemleté. Vzhledem k faktu, že se tato lokalita nacházela v lese, bylo zastínění 90 %. Šířka a délka odlovného úseku byla neměnná a celková plocha byla vždy 75 m². Povodeň ze srpna 2002 nezpůsobila v této lokalitě výraznější změny. Větší vliv mělo (v roce 2003 provedené) odbahnění odlovného místa R10, po kterém se zvýšilo relativní zastoupení bahnité frakce substrátu dna na 54 % a zároveň ubylo písčité frakce na 18 %. V následující tab. 14 jsou uvedeny základní sledované parametry týkající se odlovného místa R10 v jednotlivých letech 2002 - 2004.

Tab. 14: Základní sledované parametry odlovného místa R11 v letech 2002 - 2004

Odlovné místo R11 - Odtoková strouha z pískovny Halámky (v lese mimo cestu)						
Geografické souřadnice GPS		N 48°50'283''; EO 14°56'140''				
Datum odlovu		22. 7. 2002	30. 7. 2003	15. 7. 2004		
Teplota vody (°C)		19,3	22,4	18		
pH		8,3	8,7	8,87		
Obsah kyslíku (mg.l ⁻¹)		6,9	5,7	8,87		
Konduktivita (μS.cm ⁻¹)		108	106,7	112,6		
Ekologická charakteristika toku		0,5	0,5	0,5		
Břehový porost		0	0	0		
Substrát dna (%)	kamen	6	6	6		
	štěrk	12	12	11		
	písek	34	28	27		
	detrit	48	54	56		
Průtok v řece (m ³ .s ⁻¹)		0,040	0,035	0,050		
Ø hloubka odlovného místa (m)		0,25	0,20	0,30		
Ø šířka odlovného místa (m)		1,5	1,5	1,5		
Délka odlovného místa (m)		50	50	50		
Plocha odlovného místa (m ²)		75	75	75		
Počet zjištěných druhů		5	7	4		
Odhad celkové abundance	ks/km	ks/ha	ks/km	ks/ha	ks/km	ks/ha
	1 560	10 400	3 540	23 600	260	1 733
Odhad celkové biomasy	kg/km	kg/ha	kg/km	kg/ha	kg/km	kg/ha
	18,5	123,5	44,7	297,5	13,1	87,1
Index diverzity (H')		1,4519	1,5718	1,0318		
Index diverzity (Hs)		0,2571	0,2323	0,4438		
Ekvitabilita (E)		0,3333	0,3037	0,4023		
Koeficient F/C		9,29	7,97	3,60		

Z tab. 14 je zřejmé, že druhově nejpestřejší byla tato lokalita v roce 2003 (7 druhů ryb). Naopak druhově nejchudší byla tato lokalita v roce 2004 (pouze 4 druhy ryb). Nejnížší celková abundance i celková biomasa byla v roce 2004 (1 733 ks/ha a 87,1 kg/ha) a naopak nejvyšší celková abundance (23 60 ks/ha) i celková biomasa (123,5 kg/ha) byla v roce 2003. Nejmarkantnější nárůst abundance a biomasy byl zaznamenán především u *Leuciscus cephalus*. Jeho abundance a biomasa vzrostla z 667 ks/ha respektive 24,9 kg/ha pro rok 2002 na 2000 ks/ha respektive 61,3 kg/ha v roce 2003 a následný pokles na 1067 ks/ha a 43,6 kg/ha v roce 2004. Přesto, jak dokládá následující obr. 17, měl tento druh nejvyšší početní (61,5 %) i hmotnostní (50,1 %) dominanci v roce 2004. Chráněné druhy *Misgurnus fossilis* (NL - III a EL - II) a *Cobitis elongatoides* (NL - II a EL - II) byly zaznamenány pouze v roce 2003 na rozdíl od lokality č. 10, kde byly tyto druhy zaznamenány v roce 2002 i 2003 a u *Gobitis elongatoides* dokonce i v roce 2004. Celkový přehled odhadu abundance a biomasy zjištěných ryb v tomto odlovném místě je uveden v příloze č. 5d. Hodnota indexu diverzity (H') byla nejvyšší v roce 2003 (1,5718). Nejvyšší hodnota indexu diverzity (Hs) a ekvitabilita (E) byla v roce 2004 (0,4438 respektive 0,4023). Podle koeficientu F/C se v optimu pohybuje pouze hodnota 3,6 z roku 2004, ostatní hodnoty 9,29 z roku 2002 a 7,97 z roku 2003 svědčí o nevyvážené populaci s mírnou převahou nedravých druhů ryb.

Obr. 17: Přehled početní a hmotnostní dominance a indexu diverzity (H') zjištěných ryb v odlovném místě R11 pro roky 2002 - 2004



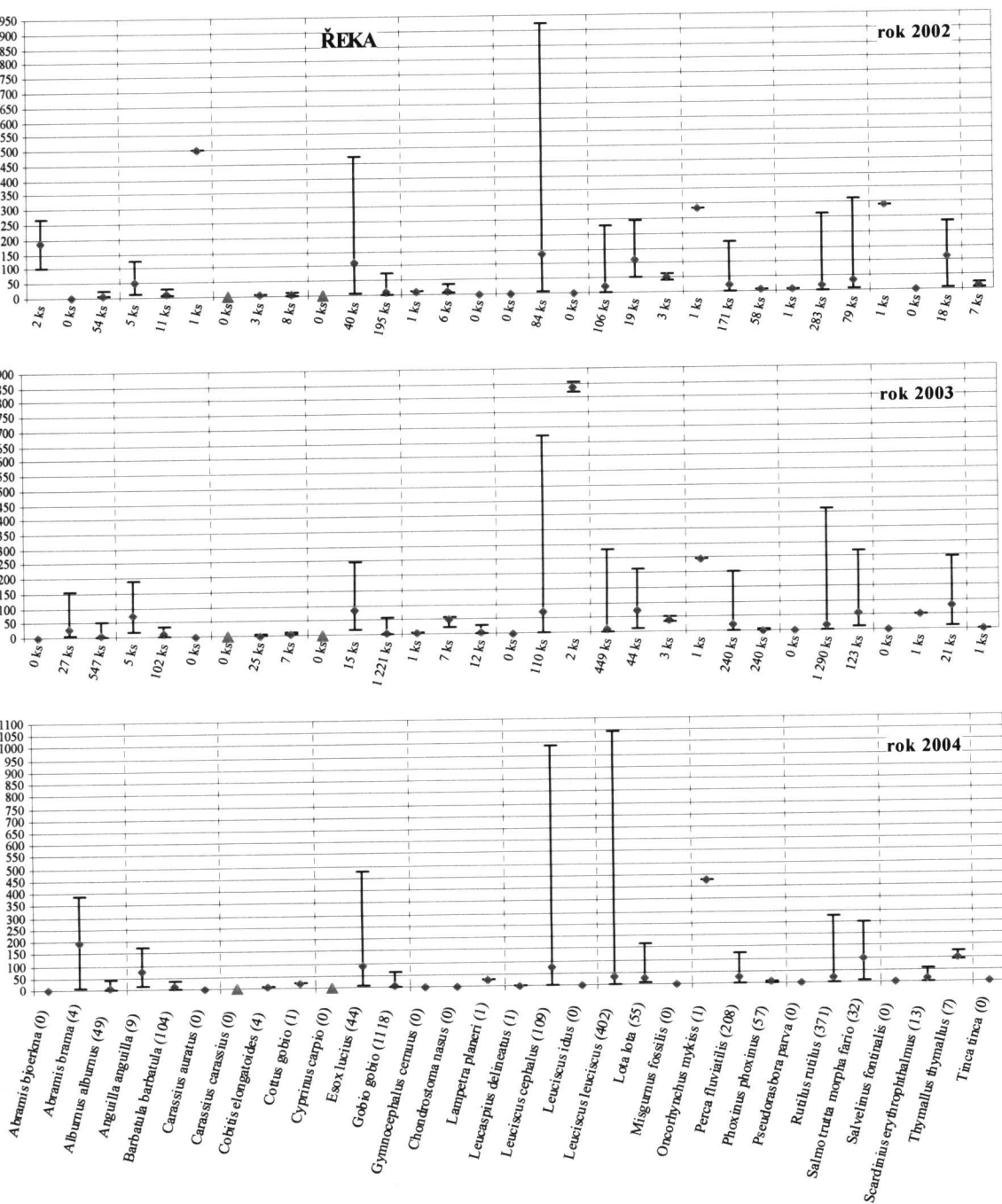
5.1.12. Velikostní a hmotností rozpětí ryb a mihulovců v lotických vodách

Z následujícího obr. 18 je možné vyčíst všechny druhy ryb (30) a mihulí (1) zjištěných ichtyologickým průzkumem v celé zájmové oblasti (lotické i lentické vody) během let 2002 - 2004. Vlastní velikostní rozpětí jednotlivých druhů ryb a mihulí je znázorněno pouze pro druhy zjištěné (se skutečným počtem měřených jedinců) v lotických vodách (odlovná místa R1 - R11) zájmové oblasti pro konkrétní rok. Červené označení na nulté hodnotě u druhů *Carassius carassius* a *Cyprinus carpio* pro všechny roky je záměrné, neboť tyto druhy byly odlovem prokázány pouze v lentických vodách zájmové oblasti a jejich velikostní rozpětí je uvedeno v subkapitole 5.2.16.

Jak je dále z následujícího obr. 18 možné vyčíst, v roce 2002 a 2003 byl zaznamenán shodný počet zjištěných druhů (24), na rozdíl od roku 2004, kdy bylo odlovy ve všech odlovných místech v lotických vodách zjištěn výskyt pouze 20 druhů. Pouze v odloveh v roce 2002 byl zaznamenán výskyt *Abramis bjoerkna*, *Salvelinus fontinalis*, *Carassius auratus* a *Pseudorasbora parva*. Zejména u posledních dvou invazních druhů je toto zjištění pozitivní. Pouze v roce 2003 byl odlovy prokázán chráněný druh (NL - III) *Leuciscus idus* (dva jedinci s téměř stejnou délkou těla 340 mm). Pouze v roce 2004 byl zaznamenán druh *Leucaspis delineatus*. Naproti tomu ve všech letech a dokonce i ve všech odlovných místech v lotických vodách byl odlovy prokázán pouze *Perca fluviatilis*. Jeho délkové rozpětí se postupně snižovalo, kde v roce 2002 bylo 32 - 205 mm a v roce 2004 bylo pouze 40 - 179 mm. Avšak průměrná délka těla tohoto druhu byla ve všech letech přibližně stejná (98 mm). Shodný trend poklesu rozpětí a přibližně shodný průměr byl u tohoto druhu pozorován i u hmotnosti těla jak dokládá obr. 19 na str. 85).

Z následujícího obr. 18 je dále vidět, že většina druhů měla velikostní rozpětí v roce 2003 užší než tomu bylo v roce 2002 i 2004, přestože počet měřených ryb byl v roce 2003 výrazně vyšší. Průměrná délka těla u jednotlivých druhů se mezi roky příliš nelišila, s výjimkou dravých druhů ryb u kterých byla průměrná délka těla v roce 2003 větší než v roce 2002. Při pohledu na obr. 19 na str. 85 je možné vypořozovat podobné kolísání hmotnostního rozpětí jako bylo sledované u velikostního rozpětí, s tím rozdílem že průměrná hmotnost dravých druhů ryb byla v roce 2003 nižší než v roce 2002 a podobně tak bylo pozorováno i u potravní skupiny Ca.1 (nespecializovaní masožravci).

obr. 19: Přehled hmotnostního rozpětí v odlovných místech R1 - R11 v letech 2002 - 2004



1.13. Statistické vyhodnocení zjištěných dat z lotických vod

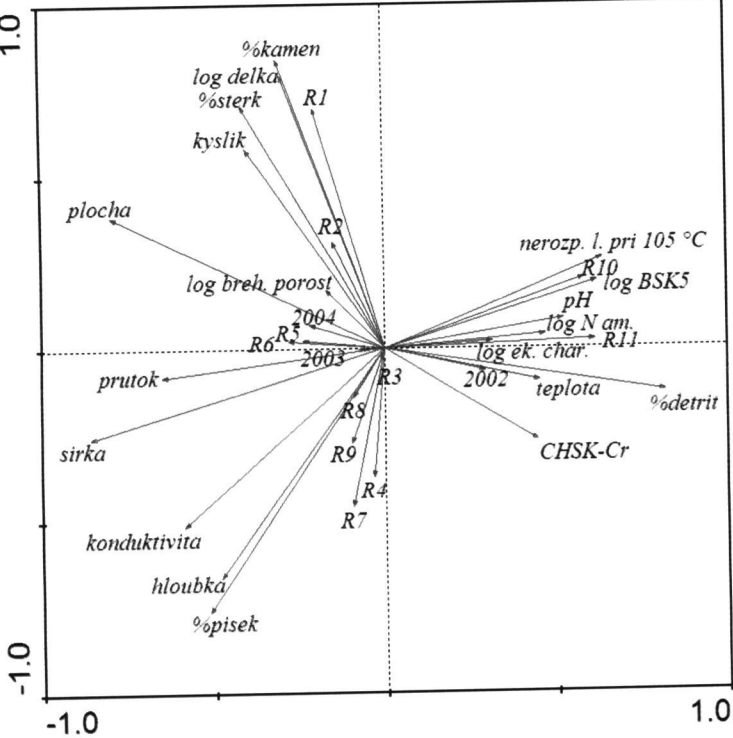
Veškerá získaná data v lotických vodách byla za pomoci statistických programů zpracována (viz kapitola metodika odlovy ryb v lotických vodách). Některé proměnné (BSK-5, $N-NH_4^+$, délka úseku odlovného místa, ekologická charakteristika odlovného místa, řehový porost a abundance v ks/ha) neměly parametry normálního rozdělení a pro potřeby dalších výpočtů byly zlogaritmovány dekadickým logaritmem. Za pomoci metody DCCA byla zjišťována délka gradientu, která nepřesáhla hodnotu 3. Na následujícím obr. 20 je za použití lineární nepřímé metody PCA v modelu patrné vzájemné postavení zjišťovaných nezávislých (environmentálních) proměnných. Jedná se pouze o zobrazovací metodu (v tomto případě bez promítnutí závislých proměnných). Jak je patrné z následující tab. 15, první dvě osy vysvětlovaly 35,6 % variability (20,4 % a 15,2 %).

Tab. 15: PCA - Summary pro lotické vody v zájmové oblasti

**** Summary ****					
Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0,204	0,152	0,105	0,091	1
Cumulative percentage variance of species data	20,4	35,6	46,1	55,2	

Obr. 20: PCA pro lotické vody v zájmové oblasti

Z obr. 20 je patrné vyčlenění 4 skupin zkoumaných odlovných míst. Odlovná místa R1 a R2 byla součástí (viz obr. 5 na str. 50) úseku č. 1 a obě mají charakter pstruhového pásma. Tato odlovná místa byla pozitivně korelována s relativním zastoupením kamenitého a štěrkovitého substrátu dna a v souvislosti s tím i s vyšším obsahem kyslíku. Výrazně odlišná byla odlovná místa R10 a R11 (úsek č. 8), tedy pravostranný přítok řeky Lužnice. Od ostatních odlovných míst se odlišovala zejména průměrnou šířkou toku a s ní související i plochou a průtokem. Odlovné místo R10 bylo pozitivně korelováno s nerozpuštěnými látkami žíhanými při 105 °C a s log BSK5. Odlovné místo R11 bylo pozitivně korelováno s log N-NH₄⁺ a s log ekologické charakteristiky odlovných míst. To však neznamená, že odlovné místo R11 bylo přírodní a ekologicky nejhodnotnější, nýbrž se zde projevila korelace s odlovnými místy R6 a R5 (úsek č. 4), kde byly v minulosti prováděny technické zásahy do koryta toku a tudíž u nich byla hodnota log ekologické charakteristiky nízká (negativní korelace). V tomto modelu jsou dále ve úzké skupině zobrazena odlovná místa R3, R4, R7, R8 a R9. Odlovné místo R8 bylo pozitivně korelováno s relativním zastoupením písčitého substrátu dna a s průměrnou hloubkou odlovných míst. Teplota vody byla pozitivně korelována s relativním zastoupením detritu a s rokem 2002. Roky 2003 a 2004 byly v negativní korelaci s relativním zastoupením detritu a s rokem 2002. Tomu odpovídají zjištěné výsledky, kdy vlivem vysokých průtoků během povodně ze srpna roku 2002 došlo ve většině lokalit k odplavení detritu. Model dále ukazuje, že CHSK-Cr byla v negativní korelaci s plochou odlovných míst a s log břehového porostu, tedy čím větší byla plocha, tím více bylo zastoupeno bezlesí, a tím nižší byla hodnota CHSK-Cr.



Po použití metody PCA bylo přistoupeno k přímé statistice, a to přidáním měřených závislých proměnných (počet druhů, log abundance (log ks/ha), biomasa (kg/ha), index diverzity Shannon Wiener (H'), index diverzity Simpson Yules (Hs), ekvitabilita (E) a koeficient (F/C). Délka gradientu nepřesáhla hodnotu 3. Proto byla použita přímá lineární metoda RDA s promítnutím závislých proměnných, které ukazovalo na výrazné ovlivnění celkového modelu a vzájemného postavení nezávislých proměnných oproti zobrazení metodou PCA. Z následující tab. 16 (při užití metody RDA) je patrné, že první dvě osy vysvětlovaly 68,5 %

variability závislých proměnných (37 % a 31,5 %). Nezávislými proměnnými bylo vysvětleno pouze 1% na první ose a 1,8 % na ose druhé.

Tab. 16: RDA - Summary pro lotické vody v zájmové oblasti při promítnutí závislých proměnných: poc. druhu, log ks/ha, kg/ha, H', Hs, E a F/C

**** Summary ****					
Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0,370	0,315	0,137	0,097	1
Species-environment correlations	0,987	0,982	0,994	0,991	
Cumulative percentage variance of species data	37,0	68,5	82,2	92,0	
of species-environment relation	38,0	70,4	84,4	94,4	
Sum of all eigenvalues					1
Sum of all canonical eigenvalues					0,974

Prvá osa sice vysvětlovala 37 % variability, ale ještě na ní nebyly vidět průkazné vztahy, jak je patrné v tab. 17, kde byla hladina signifikance $P = 0,4040$. V tomto případě by bylo nutné přijmout nulovou hypotézu, tedy že sledované nezávislé proměnné neměly (při hladině signifikance $P < 0,05$) průkazný vliv na sledované závislé proměnné. Avšak vztahy mezi proměnnými byly složitější a projevíly se až v celkovém modelu na indikativní hladině signifikance $P = 0,084$. Vzhledem ke složitosti a provázanosti jednotlivých dat lze tento výsledek považovat za průkazný a pro celý model tedy bylo možné zamítnout nulovou hypotézu o nezávislosti proměnných prostředí na složení rybí obsádky.

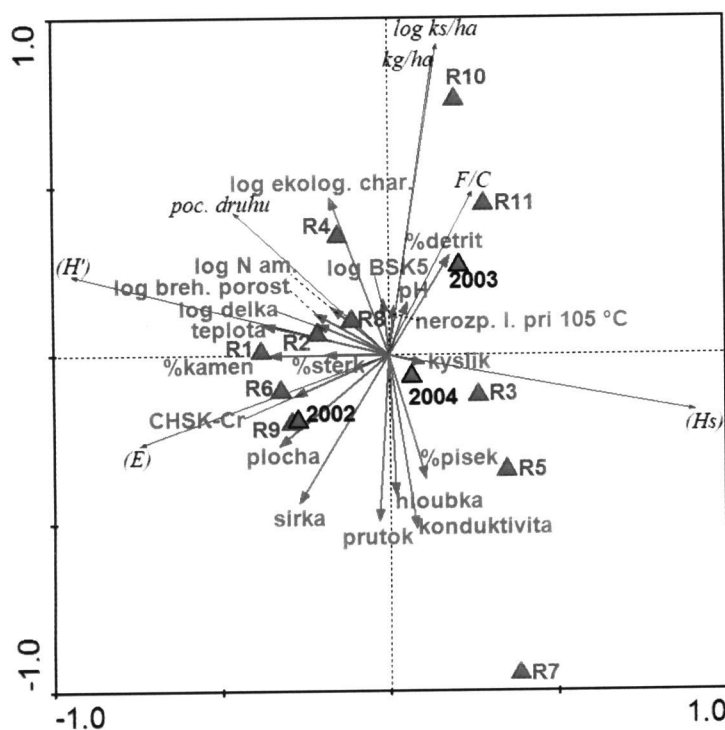
Tab. 17: Summary of Monte Carlo test

Test of significance of first canonical axis: eigenvalue = 0.370
F-ratio = 1.176
P-value = 0.4040
Test of significance of all canonical axes : Trace = 0.974
F-ratio = 2.520
P-value = 0.0840

Na následujícím obr. 21 je (za použití lineární přímé metody RDA) v modelu zobrazeno vzájemné postavení závislých proměnných (modrá šipka, černý text kurzivou), nezávislých proměnných (červená šipka a červený text) a nezávislých pevných proměnných (červený trojúhelník s ohraničením modrým pro jednotlivá odlovná místa a s ohraničením černým pro jednotlivé roky) v lotických vodách zájmové oblasti.

obr. 21: Celkový model RDA pro lotické vody v zájmové oblasti při promítnutí závislých proměnných: poc. druhu; log ks/ha; kg/ha; (H'); (Hs); (E) a F/C

Jak je patrné z obr. 21 po přidání závislých proměnných do metody RDA došlo oproti zobrazení metodou PCA k posunu mezi vzájemným postavením nezávislých proměnných. Výrazně se odlišuje odlovné místo R7, které bylo ve vysoké negativní korelaci s log ekologické charakteristiky odlovných míst. Tento výsledek odpovídal výraznému vlivu člověka, který (v této části úseku . 4) koryto v minulosti napřímil provedl regulaci. Výrazný posun zde přinesly právě závislé proměnné, kde oproti zobrazení metodě PCA bylo odlovné místo R7 nejvíce podobné R4. Následně po zobrazení metodou RDA si byla tato odlovná místa navzájem výrazně odlišná. Odlovné místo R4



kde bylo vyobrazeno s úzkou pozitivní korelací k zmiňovanému log ekologické charakteristiky, i přestože bylo v minulosti pozměněno člověkem. Zejména povodeň ze srpna 2002 zde plnila funkci revitalizační a vrátila lokalitě přírodní charakter toku. Odlovné místo R1 bylo podobné jako při užití metody PCA úzce korelováno s relativním zastoupením štěrku a kamene s tím rozdílem, že při zobrazení metodou RDA byla tato korelace ještě těsnější. Odlovné místo R2 bylo pozitivně korelováno s teplotou a s indexem diverzity H' a naopak negativně s obsahem kyslíku a indexem diverzity Hs. Indexy diverzity (H' a Hs) jsou postaveny proti sobě, což odpovídá jejich vypovídací schopnosti. Podobně jako při zobrazení metodou PCA se i zde odlovná místa R10 a R11 od ostatních odlovných míst liší. I jejich negativní korelace s průměrnou šířkou odlovných míst byla shodná s předchozí metodou. Odlovné místo R11 bylo v pozitivní korelaci s koeficientem F/C a s relativním zastoupením detritu. Odlovné místo R10 bylo pozitivně korelováno s log abundance (ks/ha) a s biomasou (kg/ha). Nejvyšší hodnoty abundance i biomasy byly tedy v odlovném místě R10 (jak potvrzují i výše uvedené výsledky z jednotlivých odlovných míst). Odlovné místo R6 bylo pozitivně korelováno s CHSK-Cr a s ekvitabilitou (E). Průměrná šířka odlovných míst byla v negativní korelaci s relativním zastoupením detritu. Jinak řečeno, čím širší bylo odlovné místo, tím méně bylo detritu. Toto zjištění oproti metodě PCA (kde bylo vzájemné postavení těchto dvou proměnných na sobě nezávislé) bylo způsobeno vysokou váhu hodnot zjištěných v odlovných místech R10 a R11. Odlovné místo R8 bylo pozitivně korelováno s počtem zjištěných druhů. Zajímavým zjištěním byla skutečnost, že mírné zvýšení log N-NH₄⁺ zvyšovala počet zjištěných druhů. Odlovy ryb provedené v roce 2002 byly podobné jako při užití metody PCA rozdílné od odlovů provedených v roce 2003 a 2004. Dále lze z obr. 21 vyčíst, že čím vyšší byla hodnota relativního zastoupení písčitého substrátu dna, konduktivity, průměrné hloubky odlovných míst a průtoku, tím nižší byla hodnota log BSK5 a nerozpuštěných látek žíhaných při 105 °C. Odlovná místa s vyšší teplotou vody byla zpravidla rozměrově delší, měla větší podíl bezlesí v břehovém porostu a hodnota indexu diverzity (H') byla vyšší. Zvýšením hodnot těchto proměnných naopak došlo ke snížení obsahu kyslíku a hodnoty indexu diverzity (Hs), jak již bylo uvedeno výše.

Za pomoci metody RDA - forward selection byl proveden postupný výběr nejlepšího modelu. V modelu byly znázorněny pouze proměnné, které signifikantně nejvíce vysvětlují vztahy a ty, které byly s nimi úzce korelovány (vysvětlují totéž) se v modelu nezobrazily. Z celkového modelu bylo tedy vygenerováno následujících pět nezávislých proměnných: průměrná šířka odlovného místa, odlovné místo R7, rok 2002, relativní zastoupení písčitého substrátu dna a obsah kyslíku (viz tab. 18).

Tab. 18: RDA - forward selection pro lotické vody v zájmové oblasti

proměnná	F	P
šířka	5,03	0,002
R7	4,6	0,002
2002	4,2	0,004
%pisek	3,6	0,02
kyslík	3,4	0,02

Podle hladin signifikance u výše uvedených nezávislých proměnných (u všech $P < 0,05$) byla zamítnuta nulová hypotéza o nezávislosti proměnných prostředí na složení rybí obsádky. Tyto nezávislé proměnné tedy měly v tomto modelu průkazný vliv (pozitivní či negativní) na závislé proměnné.

Z následující tab. 19 (při užití metody RDA - forward selection) je patrné, že první 2 osy vysvětlovaly 37,8 % variability závislých proměnných (20,5 % a 17,3 %) a nezávislými proměnnými bylo vysvětleno 21,6 % na první ose a 39,8 % na ose druhé. Všechny kanonické osy vysvětlovaly 48,7 % variability.

Tab. 19: RDA - forward selection - Summary pro lotické vody v zájmové oblasti při promítnutí závislých proměnných: poc. druhu, log ks/ha, kg/ha, H', Hs, E a F/C

**** Summary ****					
Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0,205	0,173	0,076	0,029	1
Species-environment correlations	0,805	0,690	0,693	0,579	
Cumulative percentage variance of species data	20,5	37,8	45,4	48,3	
of species-environment relation	42,1	77,6	93,2	99,1	
Sum of all eigenvalues					1
Sum of all canonical eigenvalues					0,487

Z následujícího obr. 22 je možné vyčíst, že průměrná šířka odlovných míst byla v negativní korelaci s hodnotou koeficientu F/C (tedy čím větší byla šířka odlovného místa, tím menší bylo zastoupení nedravých druhů ryb v poměru s dravými druhy ryb). Odlovy uskutečněné v roce 2002 byly rovněž v negativní korelaci s hodnotou koeficientu F/C, tedy nevyvážené populace s převahou dravých ryb byly pro rok 2002 zaznamenány u osmi (z celkového počtu jedenácti) odlovných míst v lotických vodách. Na druhé straně byla v roce 2002 zaznamenána nejvyšší ekvitabilita (E), a to u šesti odlovných míst v lotických vodách. Index diverzity (H') byl pozitivně korelován s počtem druhů a obě tyto závislé proměnné byly v negativní korelaci k indexu diverzity (Hs). Hodnoty log abundance ks/ha a biomasy kg/ha byly tímto modelem navzájem pozitivně korelovány, naproti tomu vyšší relativní zastoupení písčité frakce substrátu dna a vyšší obsah kyslíku snižoval hodnoty log abundance ks/ha a biomasy kg/ha.

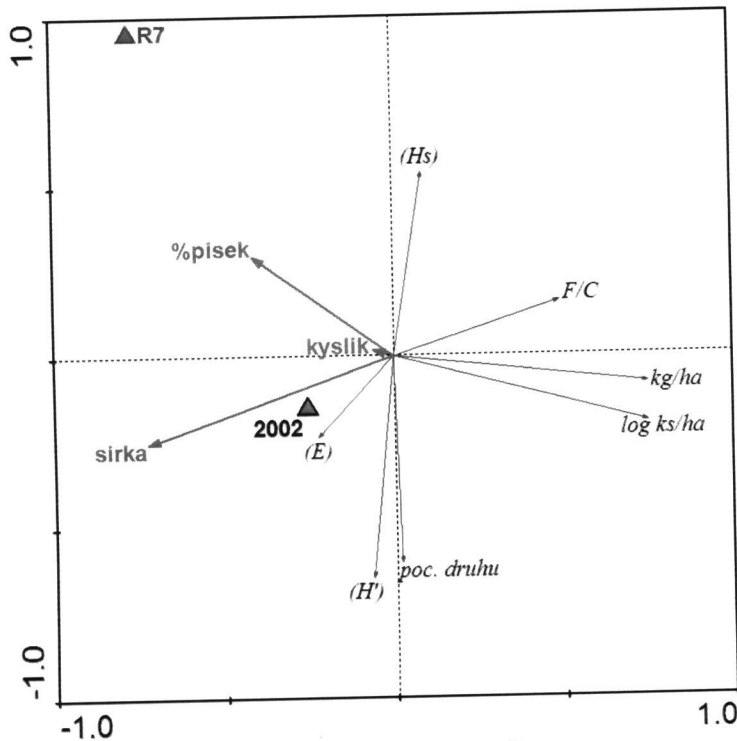
obr. 22: RDA forward selection pro lotické vody v zájmové oblasti při promítnutí závislých proměnných: poc. druhu, log ks/ha, kg/ha, H', Hs, E a F/C

je dále z obr. 22 patrné, že hodnoty počtu druhů, ekvitability i oba indexy diverzity (H' i Hs) byly nezávislé na hodnotách abundance ks/ha a biomasy kg/ha.

Stejně jako data výše uváděných závislých proměnných vycházela z abundance a biomasy jednotlivých druhů pro jednotlivá ověřovací místa, bylo snahou eliminovat ztráty výpovědní hodnoty (vlivem indexování) z těchto základních dat. Z tohoto důvodu byly pro porovnání použity metody RDA a kromě promítnutím závislé proměnné abundance (ks/ha) bylo zahrnuto i biomasy (kg/ha).

Pro jednotlivých druhů ryb zjištěných v lotických vodách zájmové oblasti. Že k určité změně došlo je patrné hned z tab. 20, kde po použití metody RDA s přidáním zjištěných závislých proměnných (odhadu abundance jednotlivých ryb ks/ha - dále jen ks/ha) došlo ke snížení procenta vysvětlované variability pro první dvě osy závislých proměnných na 29,5 % (17,7 % a 11,8 %) z 68,6 % (37 % a 31,5 %). Procento vysvětlované variability pro nezávislé proměnné bylo rovněž nižší - pouze 0,5 % na první ose a 0,9 % na ose druhé oproti metodě RDA s použitím indexovaných dat (0,1 % a 1,8 %).

obr. 20: RDA - Summary pro lotické vody v zájmové oblasti (závislá proměnná: odhad abundance ks/ha jednotlivých druhů ryb)



**** Summary ****					
Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0,177	0,118	0,101	0,074	1
Species-environment correlations	0,999	1,000	0,976	1,000	
Cumulative percentage variance of species data	17,7	29,5	39,6	47,1	
of species-environment relation	18,2	30,4	40,8	48,5	
Sum of all eigenvalues					1
Sum of all canonical eigenvalues					0,971

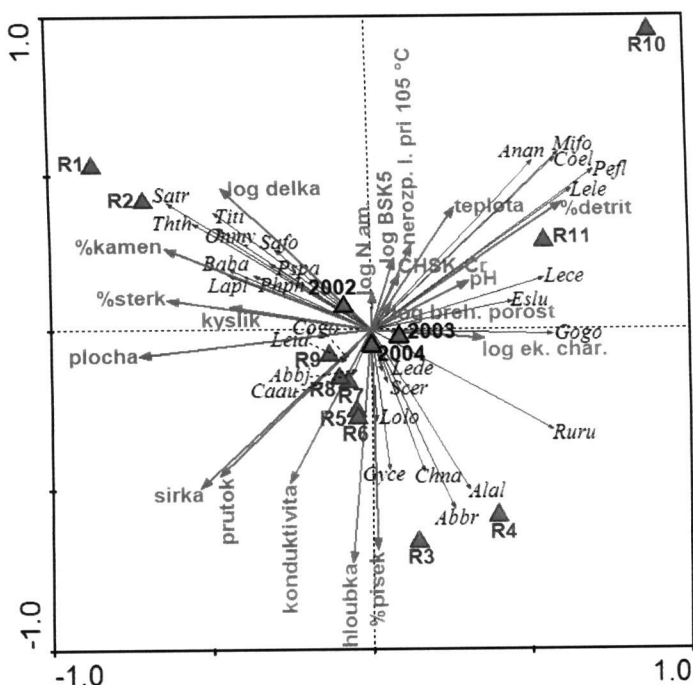
přes výrazně nižší procento vysvětlované variability na prvních dvou osách byl model použitím závislé proměnné (ks/ha) průkazný již na první ose při hladině signifikance $P = 0,03$ a v celkovém modelu byla hladina signifikance $P = 0,0120$ ještě průkaznější (viz následující tab. 21). Nulová hypotéza tedy byla zamítnuta již při testu první osy zkoumané nezávislé proměnné měly průkazný vliv na abundanci jednotlivých druhů ryb.

obr. 21: Summary of Monte Carlo test

Test of significance of first canonical axis: eigenvalue = 0.177		
F-ratio	=	0.430
P-value	=	0.03
Test of significance of all canonical axes : Trace = 0.971		
F-ratio	=	2.209
P-value	=	0.0120

obr. 23: Celkový model RDA pro lotické vody v zájmové oblasti (závislá proměnná: odhad abundance ks/ha jednotlivých druhů ryb)

Jak je vidět na obr. 23 došlo v důsledku vzájemné korelace všech proměnných ke změně vzájemného postavení jednotlivých nezávislých proměnných. Například teplota vody byla při zobrazení v obr. 21 nezávislá a širše a průtoku, ale podle obr. 23 byla teplota v negativní korelaci průměrné širše a k průtoku odlovných místech. Zároveň byla zachována pozitivní korelace teploty log břehového porostu. Odlovná místa R1 i R2 si jsou stále navzájem blízká, ale jejich odlišnost od ostatních odlovných míst je průkaznější oproti zobrazení v obr. 21. Podobný trend byl sledován i u R10 a R11. Vysoká váha závislých proměnných se také projevila u většiny dalších odlovných



míst. Závislé proměnné (ks/ha jednotlivých ryb) byly rozloženy do tří směrů. Většina reofilních druhů je pozitivně korelována s relativním zastoupením kamene a směrnice trendu směřuje k odlovným místům R1 a R2. Naproti tomu *Rutilus rutilus* je k nim v negativní korelaci. Dále je z obr. 23 patrné, že teplejší úseky s vyšším relativním podílem detritu vyhledávaly v lotických vodách zájmového území především *Anguilla anguilla*, *Misgurnus fossilis*, *Cobitis elongatoides*, *Perca fluviatilis* a dokonce i reofilní druh *Leuciscus leuciscus*. Směrnice trendu směřuje k odlovnému místu R10.

Na pomoci metody RDA - forward selection byl proveden postupný výběr nejlepšího modelu. Celkový model byl vygenerován následujících sedm nezávislých proměnných: plocha, relativní zastoupení písčitého a kamenitého substrátu dna, odlovná místa R1 a R2, rok 2003 a teplota vody (viz tab. 22).

tab. 22: RDA - forward selection pro lotické vody v zájmové oblasti

proměnná	F	p
plocha	3,6	0,002
%pisek	2,8	0,002
%kamen	2,7	0,002
R2	2,4	0,002
2003	1,9	0,006
R1	1,9	0,02
teplota	1,7	0,03

Podle hladin signifikance u výše uvedených sedmi nezávislých proměnných (u všech $P < 0,05$) byla zamítnuta nulová hypotéza a tudíž tyto nezávislé proměnné měly v tomto modelu průkazný vliv (pozitivní či negativní) na abundanci jednotlivých druhů ryb. Z předchozí tab. 22 je dále zřejmé, že průkazné nezávislé proměnné, pro model RDA - forward selection s ks/ha jako závislé proměnné, jsou (s výjimkou relativního zastoupení písčité frakce substrátu dna) zcela odlišné od průkazných nezávislých proměnných pro model RDA - forward selection s promítnutím indexů jako závislých proměnných (těchto proměnných bylo o dvě méně). Z tohoto zjištění, podpořeného i výsledky z modelu RDA - forward selection s kg/ha jako závislé proměnné, kde bylo pět průkazných nezávislých proměnných shodných a i jejich celkový počet byl stejný, lze dojít k závěru, že pro testování lotických vod metodou RDA je vhodnější použít základní data a ne data zjednodušená v indexy.

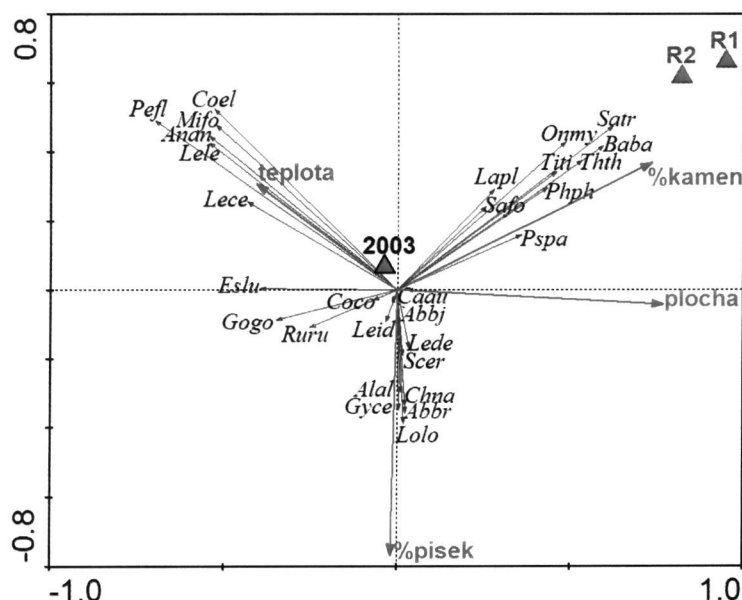
Z tab. 23 (při užití metody RDA - forward selection) je patrné, že první 2 osy vysvětlovaly 24,5 % variability závislých proměnných (14,2 % a 10,3 %) a nezávislými proměnnými bylo vysvětleno 18,1 % na první ose a 31,2 % na ose druhé. Všechny kanonické osy vysvětlovaly 44 % variability. Tyto zjištěné hodnoty byly stále nižší, než při užití metody RDA - forward selection s použitím indexových hodnot jako závislých proměnných.

Tab. 23: RDA – forward selection - Summary pro lotické vody v zájmové oblasti (závislá proměnná: odhad abundance ks/ha jednotlivých druhů ryb)

**** Summary ****					
Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0,142	0,103	0,069	0,048	1
Species-environment correlations	0,919	0,949	0,826	0,873	
Cumulative percentage variance of species data	14,2	24,5	31,4	36,2	
of species-environment relation	32,3	55,7	71,2	82,1	
Sum of all eigenvalues					1
Sum of all canonical eigenvalues					0,44

Obr. 24: Forward selection - Summary pro lotické vody v zájmové oblasti (závislá proměnná: odhad abundance ks/ha jednotlivých druhů ryb)

Při porovnání obr. 24 s obr. 22 je možné vyčístit již výše zmiňované rozdíly mezi průkaznými nezávislými proměnnými. Pouze relativní zastoupení písčité frakce substrátu dna bylo shodné pro oba obrázky, ostatně jak již bylo popsáno výše. Velice zajímavý je rozdíl v průkaznosti jednotlivých let, kde s použitím závislých proměnných „indexových dat“ (v obr. 22) byl průkazný rok 2002 a při užití závislých proměnných „základní data“ abundance jednotlivých druhů ryb (obr. 24) byl průkazný rok 2003. Nic se nemění na



skutečnosti, že oba roky si byly navzájem výrazně odlišné. Průkaznost roku 2002 v obr. 22 byla dána zejména vysokými hodnotami ekvitability (E) a indexu diverzity (H') zjištěných v jednotlivých odlovných místech pro rok 2002 oproti rokům 2003 a 2004. Naproti tomu průkaznost roku 2003 v obr. 24 i níže v obr. 26 byla dána výrazným nárůstem celkového abundance i celkové biomasy v odlovech provedených v roce 2003, tedy po katastrofální povodni ze srpna 2002. Jinak řečeno, rok 2002 se od ostatních let odlišoval celkově nižšími hodnotami abundance a biomasy a zároveň nejvyššími hodnotami ekvitability (E) a indexem diverzity (H'), jak je popsáno výše. Z obr. 24 je dále vidět preference jednotlivých druhů ryb pro teplejší odlovná místa (vyšší teplota vody, viz popis pro obr. 4) a pro odlovná místa s vyšším relativním zastoupením kamenitého substrátu dna (*Salmo trutta* morpha *fario*, *Oncorhynchus mykiss*, *Barbatula barbatula*, *Thymallus thymallus*, *Phoxinus phoxinus*, *Lampetra planeri*, *Salvelinus fontinalis* a náhodný výskyt *Tinca tinca* a *Pseudorasbora parva*) s výskytem převážně v odlovných místech R1 a R2. V negativní korelaci k relativnímu zastoupení kamenitého substrátu dna byl *Gobio gobio*, *Rutilus rutilus* a *Carassius carassius*. Písečný substrát dna nejvíce preferoval *Lota lota*, *Gymnocephalus cernuus*, *Abramis brama* a *Alburnus alburnus*.

Pro úplnost byla dále zařazena metoda RDA s použitím závislé proměnné (odhad biomasy kg/ha jednotlivých druhů ryb). Z tab. 24 je zřejmé, že procento vysvětlované variability pro prvé dvě osy závislých proměnných bylo 30 % (16,0 % a 14,0 %). Tyto hodnoty byly přibližně stejné jako u metody předešlé, a to s použitím závislé proměnné ks/ha (rovněž procento vysvětlované variability pro nezávislé proměnné dosahovalo přibližně stejné hodnoty: 0,4 % na prvé ose a 0,8 % na ose druhé).

Tab. 24: RDA - Summary pro lotické vody v zájmové oblasti (závislá proměnná: odhad abundance kg/ha jednotlivých druhů ryb)

**** Summary ****					
Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0,160	0,140	0,099	0,072	1
Species-environment correlations	0,999	0,996	0,998	0,999	
Cumulative percentage variance of species data	16,0	30,0	39,9	47,1	
of species-environment relation	16,4	30,8	41,0	48,0	
Sum of all eigenvalues					1
Sum of all canonical eigenvalues					0,971

Jak je patrné z tab. 25, model je při pohledu na prvou osu neprůkazný (P = 0,06), ale při indikativní hladině signifikance pro biologická data lze zamítnout nulovou hypotézu a tvrdit, že model je průkazný již při pohledu na prvou osu. Celkový model je vysoce průkazný, tedy sledované nezávislé proměnné mají vliv na hodnotu biomasy jednotlivých druhů ryb.

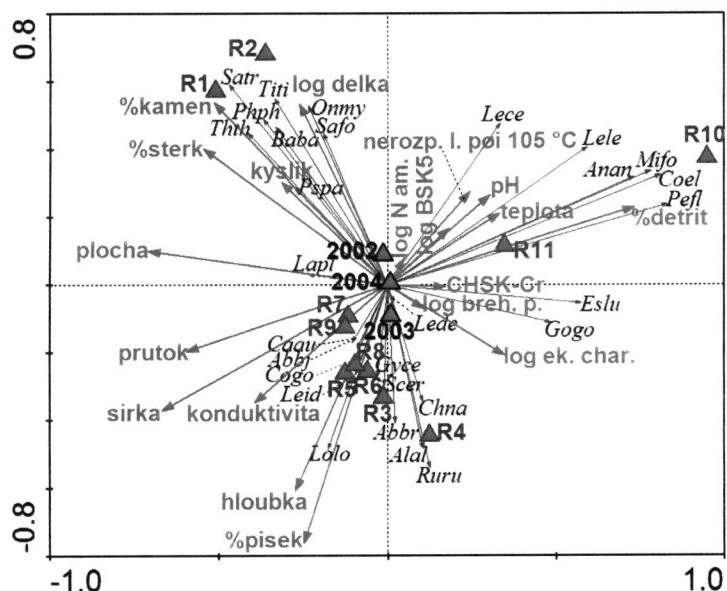
Tab. 25: Summary of Monte Carlo test

Test of significance of first canonical axis: eigenvalue	= 0.16
F-ratio	= 0.380
P-value	= 0.0600
Test of significance of all canonical axes : Trace	= 0.971
F-ratio	= 2.229
P-value	= 0.006

Již při zobrazení v obr. 21 je patrná úzká pozitivní korelace závislých proměnných: celkový odhad abundance (log ks/ha) a celkový odhad biomasy (kg/ha), tudíž se nepředpokládal výrazný posun vzájemného postavení všech proměnných v obr. 25 oproti obr. 24. Jak je však patrné z obr. 25, tak přesto k nepatrným změnám došlo. Například log břehového porostu je oproti obr. 24 pozitivně korelován s log ekologické charakteristiky odlovných míst a průměrná šířka odlovných míst není v tak těsné pozitivní korelaci s průtokem. Dále je na obr. 25 vidět, že velice podobná si byla odlovná místa R5, R6 a R8. Druh *Leuciscus leuciscus* při tomto zobrazení preferoval spíše teplejší úseky a druhu *Perca fluviatilis* nevadily vyšší hodnoty relativního zastoupení detritu v odlovném místě R11. Hodnota biomasy u *Rutilus rutilus* posunula směrnicí trendu tohoto druhu do odlovného místa R4.

Obr. 25: Celkový model RDA pro lotické vody v zájmové oblasti (závislá proměnná: odhad biomasy kg/ha jednotlivých druhů ryb)

I pro tento model s použitím závislé proměnné kg/ha byl metodou RDA - forward selection proveden postupný výběr nejlepšího modelu. Z celkového modelu bylo vygenerováno následujících sedm nezávislých proměnných: plocha, relativní zastoupení kamenitého substrátu dna, odlovná místa R1, R2, R4 a R10, rok 2003 (viz tab. 26). Podle hladin significance u níže uvedených sedmi nezávislých proměnných (u všech $P < 0,05$) byla zamítnuta nulová hypotéza a tudíž tyto nezávislé proměnné měly v tomto modelu průkazný vliv na



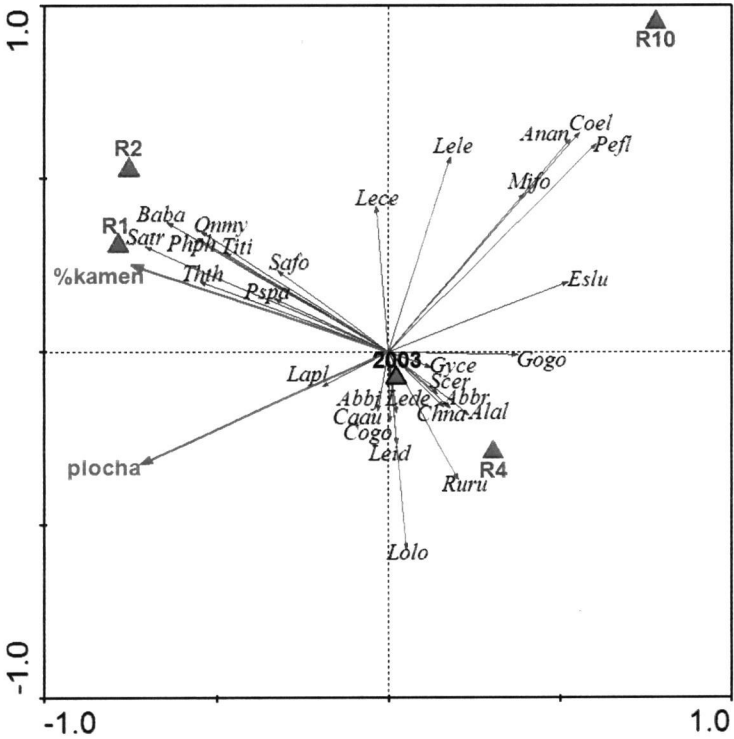
ose a 32,1 % na ose druhé. Všechny kanonické osy vysvětlovaly 44,2 % variability. Tyto zjištěné hodnoty byly zhruba stejné jako při užití metody RDA - forward selection s použitím závislých proměnných jako abundance jednotlivých druhů ryb.

Tab. 27: RDA - forward selection - Summary pro lotické vody v zájmové oblasti (závislá proměnná: odhad biomasy kg/ha jednotlivých druhů ryb)

**** Summary ****					
Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0,140	0,115	0,064	0,048	1
Species-environment correlations	0,956	0,908	0,825	0,893	
Cumulative percentage variance of species data	14,0	25,5	31,8	36,6	
of species-environment relation	31,6	57,6	72,0	82,9	
Sum of all eigenvalues					1
Sum of all canonical eigenvalues					0,442

Obr. 26: Forward selection - Summary pro lotické vody v zájmové oblasti (závislá proměnná: odhad biomasy kg/ha jednotlivých druhů ryb)

Z obr. 26 je možné vypořadovat, že při užití závislých proměnných jako biomasy jednotlivých druhů ryb jsou průkaznější konk rétní odlovná místa než fyzikální a chemické parametry. Zobrazení směrnic trendů pro jednotlivé druhy ryb bylo v obr. 24 těsnější než v obr. 26. Větší plocha odlovných míst vyhovovala druhu *Lampetra planeri*, a naopak druhy *Cobitis elongatoides*, *Anguilla anguilla*, *Perca fluviatilis* a *Misgurnus fossilis* byli odlovem prokázáni převážně v odlovných místech s menší plochou, konkrétně v R10.



5.2. Společenstva ryb v lentických vodách

V lentických vodách zájmového území bylo k odlovům vytipováno celkem 15 odlovných míst. Odlovy v těchto lokalitách jsou podrobněji popsány v následujících subkapitolách 5.2.1. - 5.2.15. Následně je jedna subkapitola věnována velikostnímu a hmotnostnímu rozpětí (viz subkapitola 5.2.16.). Statistické vyhodnocení zjištěných dat v lentických vodách je obsaženo v subkapitole 5.2.17.

5.2.1. Odlovné místo T55: U třešně

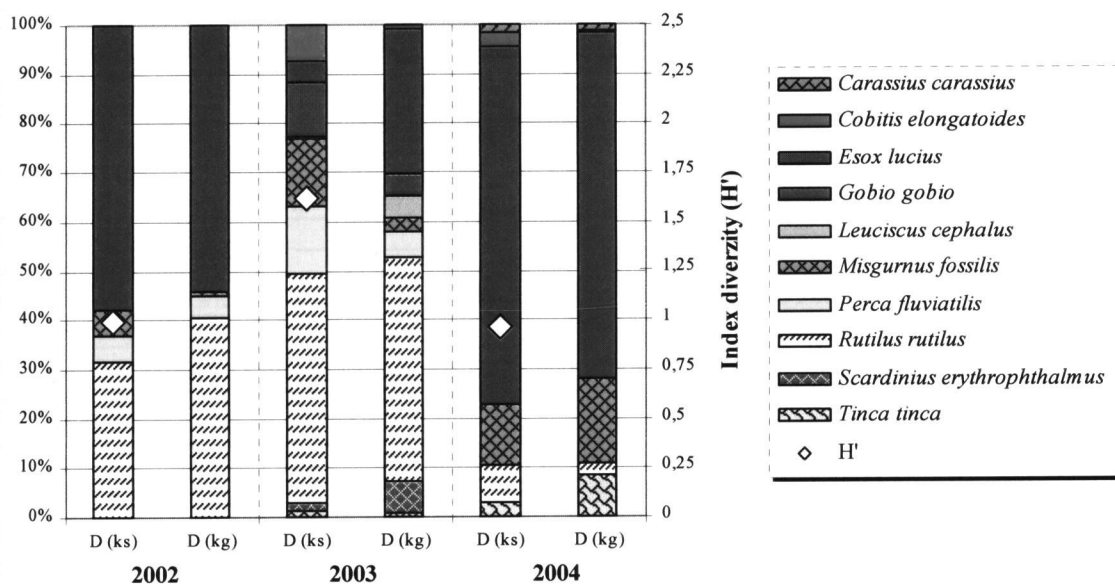
Podle níže uvedených charakteristik bylo toto odlovné místo zařazeno do plesiopotamonu (podobně jako odlovné místo T81, T207, T207C a T450B). Toto odlovné místo má oválný tvar a od hlavního toku je vzdáleno 75 m západním směrem (nejkratší vzdušná vzdálenost) a od pravobřežní terasy je vzdáleno 55 m východním směrem. Orientační poloha tohoto odlovného místa je znázorněna na obr. 5 na str. 50 v pravobřežní části aluvia úseku č. 3. Skutečná vzdálenost odlovného místa od řeky po kanálu (depresi), který zajišťuje (při zvýšených vodních stavech) prvotní napájení říční vodou, byla změřena na 225 m. Toto odlovné místo bývá napájeno (přelito) říční vodou zpravidla dvakrát do roka, a to při vodních stavech nad 22 m³.s⁻¹ a 260 cm - profil Pilař. V roce 2002 se jednalo celkem o 3 přelití s celkovou dobou trvání 33 dní. Mimo období záplav je komunikace s okolními vodotečemi přerušena. Veškeré zjišťované chemické ukazatele se mezi jednotlivými lety v době odlovu příliš nelišily (viz tab. 28). Povodeň ze srpna roku 2002 způsobila odplavení bahnitého sedimentu (snížení relativního zastoupení detritu na 40 % v roce 2003 z původních 50 %), a zároveň vzrostlo relativní zastoupení písčité a štěrkovité frakce substrátu dna, ale neměla výrazný vliv na změnu průměrné i maximální hloubky. To ukazuje i index hloubky, který byl během sledovaných let takřka stejný. Plocha odlovného místa v době odlovů pro jednotlivé roky se pohybovala v rozmezí 218 - 229 m² a objem v rozmezí 266 - 305 m³. Maximální plocha při vybřežení činila 785 m² a společně s maximální hloubkou při maximální ploše (3 m) je graficky znázorněna v příloze č. 4a. Břehy byly převážně písčité a strmé, s nízkým agradačním valem. Břehový porost byl tvořen solitérní třešní a keřovitými olšemi, které svými větvemi zasahovaly až do prostoru odlovného místa. V tab. 28 jsou uvedeny základní sledované parametry týkající se odlovného místa T55 v jednotlivých letech 2002 - 2004.

Tab. 28: Základní sledované parametry odlovného místa T55 v letech 2002 - 2004

Odlovné místo T55 - U třešně (ř. km 141,9)			
Geografické souřadnice GPS	N 48°49'50,8''; EO 14°55'56,9''		
Datum odlovu	22. 07. 2002	08. 08. 2003	12. 08. 2004
Teplota vody (°C) u hladiny / v hloubce 1 m	17,3 / 15,6	16,9 / 14,7	19,1 / 18,2
Obsah kyslíku (mg.l ⁻¹) u hladiny / v hloubce 1 m	5,2 / 4,3	5,4 / 3,4	4,5 / 4,1
pH	7,2	7,7	7,3
Konduktivita (µS.cm ⁻¹)	127,0	143,0	108,4
Plocha v době odlovu (m ²)	229	218	220
Objem v době odlovu (m ³)	305	266	273
Hloubka v době odlovu (m) maximální / průměrná	2,56 / 1,33	2,36 / 1,22	2,40 / 1,24
Index hloubky	0,520	0,517	0,517
Průtok v řece v době odlovu (m ³ .s ⁻¹) - odečet Pilař	1,550	0,284	0,511
Vodní sloupec v řece v době odlovu (m) - odečet Pilař	1,37	1,12	1,18
Napájení říční vodou (dny)	33	3	16
Břehový porost	0,5	0,5	0,5
Substrát dna (%)	štěrk	2	5
	písek	48	65
	detrit	50	40
Hladinový odečet (m)	0,44	0,64	0,60
Počet druhů ryb (ks)	4	9	6
Odhad abundance (ks/ha) / Odhad ichtyomasy (kg/ha)	830 / 59,35	12 843 / 337,29	3 000 / 65,36
Index diverzity (H')	0,9904	1,6171	0,9583
Index diverzity (Hs)	0,4404	0,2733	0,5514
Ekvitabilita (E)	0,3364	0,2870	0,2287
Koeficient F/C	0,85	1,78	0,43

Z přílohy č. 6a a z obr. 27 je zřejmé, že provedeným ichthyologickým průzkumem během 3 let byl v tomto odlovném místě prokázán výskyt celkem 10 druhů ryb. Z předchozí tab. 28 je zřejmé, že nejvyšší hodnota celkové abundance (12 843 ks/ha) i celkové biomasy (337,3 kg/ha) byla v roce 2003. Nejnižší hodnota celkové abundance (pouze 830 ks/ha) i celkové biomasy (59,35 kg/ha) byla v roce 2002. Druhově nejpestřejší (9 druhů ryb) bylo toto odlovné místo v roce 2003, avšak pouze 3 druhy (*Esox lucius*, *Misgurnus fossilis* a *Rutilus rutilus*) byly zaznamenány ve všech 3 letech. Abundance *Esox lucius* během let rostla a nejvyšší (2 182 ks/ha) byla v roce 2004, kdy tento druh dosahoval i nejvyšší početní (72,7 %) a hmotnostní (70,1 %) dominance jak, mimo jiné, dokládá obr. 27. Nejvyšší hodnota biomasy (100,6 kg/ha) byla u tohoto druhu zjištěna v roce 2003. U všech zbývajících 8 zjištěných druhů, byla nejvyšší hodnota abundance zaznamenána v roce 2003, tedy po proběhlé povodni. Oproti roku 2003 byl v roce 2004 u všech těchto druhů pozorován výrazný pokles abundance nebo dokonce již nebyl daný druh v odlovu zaznamenán. Pouze v roce 2003 byl odlovem prokázán výskyt *Leuciscus leuciscus*, *Leuciscus cephalus* a *Scardinius erythrophthalmus*. Velice cenným zjištěním bylo pro rok 2003 zaznamenání nového silně ohroženého druhu *Cobitis elongatoides* (NL - II), a rovněž v roce 2003 i nárůst abundance a biomasy u ohroženého druhu *Misgurnus fossilis* (NL - III) oproti roku 2002. Abundance a biomasa *Cobitis elongatoides* v roce 2004 klesla z 917 ks/ha pro rok 2003 na 91 ks/ha, respektive z 2,2 kg/ha na 0,36 kg/ha. U *Misgurnus fossilis* v roce 2004 sice abundance rovněž klesla na hodnotu 364 ks/ha oproti roku 2003, kde dosahovala hodnoty 1 743 ks/ha, ale jeho biomasa byla v roce 2004 řádově o 2 kg/ha vyšší než v roce 2003. V roce 2004 již nebyl zaznamenán výskyt *Perca fluviatilis*. Druh *Carassius carassius* byl odlovem zjištěn pouze v roce 2004. Do odlovného místa se mohl dostat do konce června roku 2004 při trojím přelití odlovného místa T55 říční vodou. Hodnota indexu diverzity (H') byla nejvyšší v roce 2003 (1,6171). Ekvitabilita (E) byla nejvyšší v roce 2002 (0,3364). Hodnota indexu diverzity (H_s) byla nejvyšší v roce 2004 (0,5514). Podle koeficientu F/C se ve všech 3 letech jedná o nevyvážené populaci s převahou dravých druhů ryb.

Obr. 27: Přehled početní a hmotnostní dominance a indexu diverzity (H') zjištěných ryb v odlovném místě T55 pro roky 2002 - 2004



5.2.2. Odlovné místo T81: U srubu

Podle níže uvedených charakteristik bylo toto odlovné místo zařazeno (stejně jako odlovné místo T55, T207, T207C a T450B) do plesiopotamonu. Při minimálních vodních stavech má oválný až ledvinovitý tvar a od hlavního toku je vzdáleno 20 m východním směrem (nejkratší vzdušná vzdálenost) a od levobřežní terasy je vzdáleno 250 m západním směrem. Orientační poloha tohoto odlovného místa je znázorněna na obr. 5 na str. 50 v levobřežní části aluvia úseku č. 3. Toto odlovné místo nemá žádný uměle vytvořený či přírodní kanál, který by zajišťoval (při zvýšených vodních stavech) prvotní napájení říční vodou. K tomuto přelítí docházelo přímo po přelítí gradačního valu řeky Lužnice, tedy vzdálenost byla shodná se vzdušnou vzdáleností od řeky. Toto odlovné místo bývá napájeno (přelito) říční vodou zpravidla dvakrát do roka, a to při vodních stavech nad 18 m³.s⁻¹ a 240 cm - profil Pilař. V roce 2002 se jednalo celkem o 6 přelítí s celkovou dobou trvání 43 dní. Mimo období záplav je komunikace s okolními vodotečemi přerušena. Výška hladiny je závislá na průtoku v řece Lužnici. K sycení vodou dochází průsakem z hlavního toku. Většina zjišťovaných chemických ukazatelů se mezi jednotlivými lety v době odlovu příliš nelišila (viz tab. 29).

Tab. 29: Základní sledované parametry odlovného místa T81 v letech 2002 - 2004

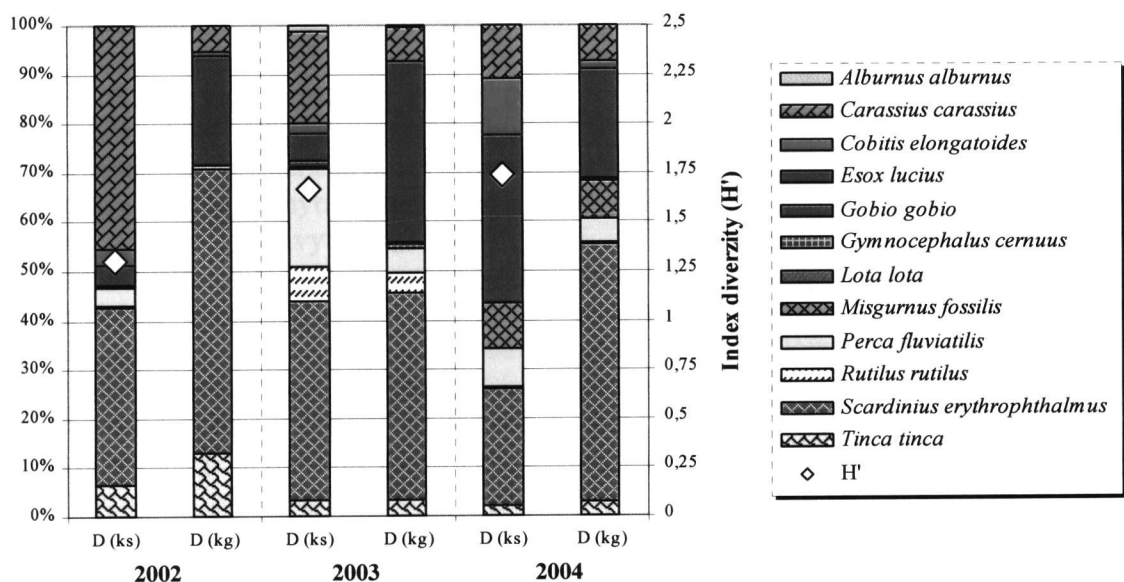
Odlovné místo T81 - U srubu (ř. km 140,8)			
Geografické souřadnice GPS	N 48°50'22,1''; EO 14°55'55,5''		
Datum odlovu	23. 07. 2002	10. 08. 2003	12. 08. 2004
Teplota vody (°C) u hladiny / v hloubce 1 m	19,5 / 17,2	19,5 / 17,6	21,1 / 19,3
Obsah kyslíku (mg.l ⁻¹) u hladiny / v hloubce 1 m	3,6 / 2,8	7,6 / 6,8	8,0 / 7,4
pH	6,70	8,34	8,12
Konduktivita (μS.cm ⁻¹)	137	153	123
Plocha v době odlovu (m ²)	585	569	575
Objem v době odlovu (m ³)	731	666	690
Hloubka v době odlovu (m) maximální / průměrná	2,50 / 1,25	2,45 / 1,17	2,50 / 1,20
Index hloubky	0,500	0,478	0,480
Průtok v řece v době odlovu (m ³ .s ⁻¹) - odečet Pilař	1,4	0,2	0,5
Vodní sloupec v řece v době odlovu (m) - odečet Pilař	1,34	1,12	1,18
Napájení říční vodou (dny)	43	7	31
Břehový porost	0,5	0,5	0,5
Substrát dna (%)	šterk	15	17
	písek	35	42
	detrit	50	41
Hladinový odečet (m)	1,50	1,55	1,50
Počet druhů ryb (ks)	8	11	9
Odhad abundance (ks/ha) / Odhad ichtyomasy (kg/ha)	6 410 / 157,13	8 348 / 233,26	4 539 / 109,36
Index diverzity (H')	1,3057	1,6651	1,7329
Index diverzity (Hs)	0,3462	0,2506	0,2140
Ekvitabilita (E)	0,2203	0,2702	0,3114
Koeficient F/C	3,48	1,44	3,16

Povodeň ze srpna roku 2002 způsobila částečné odplavení bahnitého sedimentu (snížení relativního zastoupení detritu na 41 % v roce 2003 z původních 50 %), a zároveň vzrostlo relativní zastoupení písčité a šterkovité frakce substrátu dna. Těsně za jižním agradačním valem došlo při povodni k vířivému proudění vody a byl tak odplaven bahnitý i písčitý sediment. Hrubší písek a šterk byl usazen v severní části tohoto odlovného místa a na břehové hraně navýšil agradační val. Vytvoření hlubší tůně v jižní části odlovného místa se neprojevovalo ve výrazné změně indexu hloubky, který byl během sledovaných let takřka stejný. Plocha odlovného místa v době odlovů pro jednotlivé roky se pohybovala v rozmezí 569 - 585 m² a objem v rozmezí 666 - 731 m³. Maximální plocha při vybřežení činila

1 855 m² a společně s maximální hloubkou při maximální ploše (4 m) je graficky znázorněna v příloze č. 4a. Břehy byly převážně písčité a strmé s 0,5 m vysokým agradačním valem. Mírně se svažující břehy v severní části odlovného místa byly porostlé submersní vegetací a po povodni zde byla vytvořena velká šterková lavice. Břehový porost byl tvořen soliterní vzrostlou vrbou. Při odlovu v roce 2002 bylo odlovné místo při březích silně porostlé vodními rostlinami, které tvořily vhodné úkryty pro ryby a sťažovaly tak účinnost odlovu. Během srpnové povodně v roce 2002 došlo k odpavení bahnitého sedimentu společně s vodními rostlinami. V roce 2003 byla pokryvnost těchto rostlin nejnižší a v roce 2004 opět dosahovala pokryvnosti shodné pro rok 2002. Vzhledem k velké ploše a hloubce odlovného místa bylo nutné při odlovech použít kromě elektrického agregátu i záťahovou síť. V předchozí tab. 29 jsou uvedeny základní sledované parametry týkající se odlovného místa T81 v jednotlivých letech 2002 - 2004.

Z přílohy č. 6a a z obr. 28 je zřejmé, že provedeným ichtyologickým průzkumem během 3 let byl v tomto odlovném místě prokázán výskyt celkem 12 druhů ryb. Z předchozí tab. 29 je zřejmé, že nejvyšší hodnota celkové abundance (8 348 ks/ha) i celkové biomasy (233,26 kg/ha) byla v roce 2003. Nejnižší hodnota celkové abundance (4 539 ks/ha) i celkové biomasy (109,36 kg/ha) byla v roce 2004. Druhově nejpestřejší (11 druhů ryb) bylo toto odlovné místo v roce 2003. Ve všech 3 letech bylo zaznamenáno celkem 8 druhů (*Carassius carassius*, *Tinca tinca*, *Perca fluviatilis*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Cobitis elongatoides*, *Esox lucius*, *Misgurnus fossilis* a *Rutilus rutilus*). Abundance u druhu *Carassius carassius* postupně klesala, a to z 2 923 ks/ha v roce 2002 na 1 582 ks/ha v roce 2003. V roce 2004 činila pouhých 504 ks/ha. Biomasa tohoto druhu byla nejvyšší v roce 2003 a činila 16,15 kg/ha a v letech 2002 a 2004 byla takřka shodná (cca. 8 kg/ha). Postupný pokles abundance i biomasy byl pozorován i u druhu *Tinca tinca*. U druhu *Perca fluviatilis* byla zjištěna nejvyšší hodnota abundance (1 670 ks/ha) i biomasy (11,41 kg/ha) v roce 2003. Tyto hodnoty následně poklesly v roce 2004 na 348 ks/ha, respektive 5,13 kg/ha. Pro druh *Rutilus rutilus* byl tento trend nárůstu a následného poklesu shodný. Limnofilní druh *Scardinius erythrophthalmus* v tomto odlovném místě hmotnostně dominoval, a to ve všech 3 letech, jak je patrné z obr. 28.

Obr. 28: Přehled početní a hmotnostní dominance a indexu diverzity (H') zjištěných ryb v odlovném místě T81 pro roky 2002 - 2004



Abundance *Esox lucius* během let rostla a nejvyšší (1 548 ks/ha) byla v roce 2004, kdy tento druh dosahoval i nejvyšší početní (34,1 %). Nejvyšší hodnota biomasy (86,29 kg/ha) byla u tohoto druhu zjištěna v roce 2003 (36,99 %). Silně ohrožený druh *Cobitis elongatoides* (NL - II) a ohrožený druh *Misgurnus fossilis* (NL - III) dosahovaly nejvyšší abundance

i biomasy shodně až v roce 2004. Eurytopní druhy *Gobio gobio*, *Gymnocephalus cernus* a *Alburnus alburnus* byly zaznamenány pouze v roce 2003. Jejich početní dominance nepřesahovala 1,1 % a hmotnostní dominance byla pod 0,8 %. Druh *Lota lota* byl odlovem zjištěn pouze v roce 2004. Do tohoto odlovného místa se mohl dostat do konce června roku 2004 při trojím přelití říční vodou. Nejvyšší hodnota indexu diverzity (H') a ekvitabilita (E) byla nejvyšší v roce 2004 (1,7329, respektive 0,3114). Hodnota indexu diverzity (H_s) byla nejvyšší v roce 2002 (0,3462). Podle koeficientu F/C se optimální hodnotě blížily výsledky z roku 2002 (3,48) a z roku 2004 (3,16). V roce 2003 byla hodnota koeficientu F/C 1,44 svědčící o nevyvážené populaci s převahou dravých druhů ryb.

5.2.3. Odlovné místo T92: U posedu, hluboká

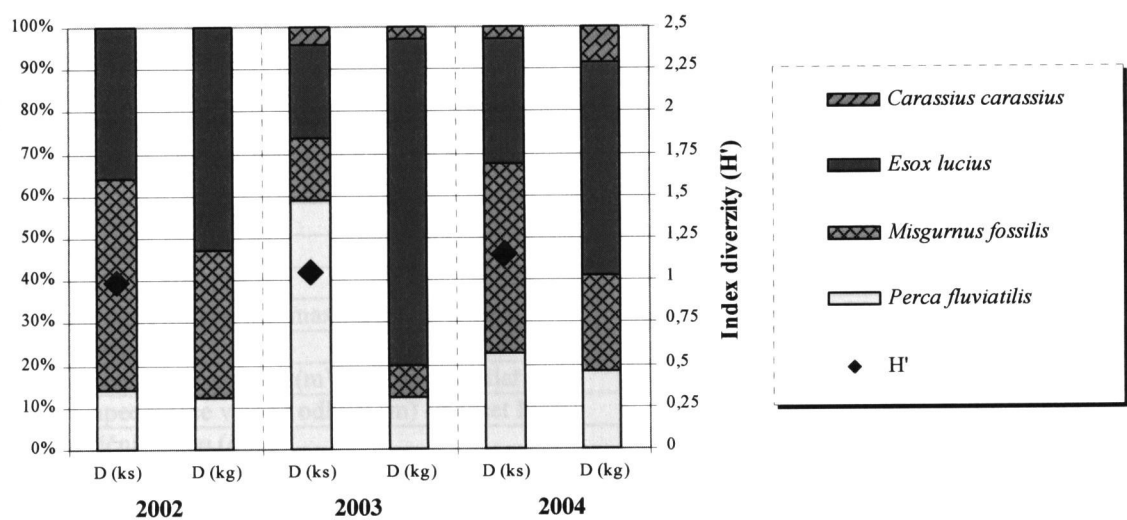
Podle níže uvedených charakteristik bylo toto odlovné místo zařazeno (stejně jako odlovné místo T95, T183, T186 a T207B) do paleopotamonu. Při minimálních vodních stavech má oválný tvar a od hlavního toku je vzdáleno 152 m jižním směrem (nejkratší vzdušná vzdálenost) a od pravobřežní terasy je vzdáleno 30 m severovýchodním směrem. Orientační poloha tohoto odlovného místa je znázorněna na obr. 5 na str. 50 v pravobřežní části aluvia úseku č. 3. Skutečná vzdálenost odlovného místa od řeky po kanálu (depresi) byla naměřena 250 m. Toto odlovné místo bývá napájeno (přelito) říční vodou zpravidla jedenkrát do roka, a to při vodních stavech nad $24 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ a 270 cm - profil Pilař. V roce 2002 se jednalo celkem o 3 přelití s celkovou dobou trvání 30 dní. Mimo období záplav je komunikace s okolními vodotečemi přerušena. Při nízkých vodních stavech je hladina vody v tomto odlovném místě udržována průsaky vody pocházející převážně z terasy. Většina zjišťovaných chemických ukazatelů se mezi jednotlivými lety v době odlovu příliš nelišila, s výjimkou konduktivity, jejíž hodnota byla výrazně vyšší v roce 2003 oproti roku 2002 a 2004 (viz následující tab. 30). Vysoce rozdílný hladinový odečet svědčí o rozkolísanosti výšky vodní hladiny. Zároveň poukazuje na skutečnost, že během povodně ze srpna roku 2002 došlo k odplavení bahnitého sedimentu (snížení relativního zastoupení detritu na 56 % v roce 2003 z původních 64 %), a zároveň vzrostlo relativní zastoupení písčité a šterkovité frakce substrátu dna. V roce 2004 došlo k opětovné sedimentaci jemného detritu a nepatrně se snížilo relativní zastoupení písčité frakce substrátu dna. Bahnitý sediment byl odplaven rovnoměrně po celé ploše dna, čemuž odpovídají i nízké rozdíly v hodnotě indexu hloubky v jednotlivých letech. Agradační valy po obvodu tohoto odlovného místa dosahovaly mimo přítokové a odtokové části výšky až 0,7 m, které byly během povodně rozrušeny a jejich výška se snížila na 0,4 m. Vyplavený hrubší písek a šterk byl usazen v severovýchodní části za výtokem z tohoto odlovného místa v hustém porostu keřových vrb a část splavenin byla usazena v nedaleko vzdáleném odlovném místě T95. Plocha odlovného místa v době odlovů pro jednotlivé roky se pohybovala v rozmezí $287 - 315 \text{ m}^2$ a objem v rozmezí $304 - 384 \text{ m}^3$. Maximální plocha při vybřežení činila 475 m^2 a společně s maximální hloubkou při maximální ploše (2,7 m) je graficky znázorněna v příloze č. 4a. Břehy byly převážně jílovitopísčité a strmé. Břehový porost byl tvořen nivní nekosenou loukou. V západní přítokové části a v severovýchodní odtokové části tohoto odlovného místa byl ve všech 3 letech hustý porost vodních rostlin. Zde vyhledával úkryt především *Misgurnus fossilis* a *Esox lucius*. Vzhledem k strmým břehům a velké hloubce tohoto odlovného místa bylo nutné při odlovech použít kromě elektrického agregátu (kterým bylo loveno převážně z břehu) i záťahovou síť. V následující tab. 30 jsou uvedeny základní sledované parametry týkající se odlovného místa T92 v jednotlivých letech 2002 - 2004.

Tab. 30: Základní sledované parametry odlovného místa T92 v letech 2002 - 2004

Odlovné místo T92 - U posedu, hluboká (ř. km 139,9)			
Geografické souřadnice GPS	N 48°50'27,9''; EO 14°55'33,5''		
Datum odlovu	22. 07. 2002	08. 08. 2003	10. 08. 2004
Teplota vody (°C) u hladiny / v hloubce 1 m	19,2 / 17,6	17,6 / 15,4	17,8 / 15,9
Obsah kyslíku (mg.l ⁻¹) u hladiny / v hloubce 1 m	6,7/ 5,2	6,2 / 5,7	5,4 / 4,9
pH	7,7	8,2	7,7
Konduktivita (μS.cm ⁻¹)	183,0	243,0	112,8
Plocha v době odlovu (m ²)	315	287	300
Objem v době odlovu (m ³)	384	304	341
Hloubka v době odlovu (m) maximální / průměrná	2,23 / 1,22	2,00 / 1,06	2,10 / 1,15
Index hloubky	0,547	0,530	0,548
Průtok v řece v době odlovu (m ³ .s ⁻¹) - odečet Pilař	1,550	0,284	0,649
Vodní sloupec v řece v době odlovu (m) - odečet Pilař	1,37	1,12	1,23
Napájení říční vodou (dny)	30	1	12
Břehový porost	1	1	1
Substrát dna (%)	štěrka	3	4
	písek	33	40
	detrit	64	56
Hladinový odečet (m)	0,47	0,70	0,60
Počet druhů ryb (ks)	3	4	4
Odhad abundance (ks/ha) / Odhad ichtyomasy (kg/ha)	444 / 13,21	1 707 / 85,89	2 367 / 49,43
Index diverzity (H')	0,9923	1,0544	1,1558
Index diverzity (Hs)	0,3980	0,4227	0,3422
Ekvitabilita (E)	0,3760	0,2709	0,2712
Koeficient F/C	0,89	0,20	0,68

Z přílohy č. 6a tůně a z následujícího obr. 29 je zřejmé, že provedeným ichtyologickým průzkumem během 3 let byl v tomto odlovném místě prokázán výskyt celkem 4 druhů ryb (*Perca fluviatilis*, *Misgurnus fossilis* a *Esox lucius* - zaznamenáni ve všech 3 letech; *Carassius carassius* - zaznamenán v roce 2003 a 2004). Z tab. 30 je zřejmé, že hodnota celkové abundance během let postupně rostla a nejvyšší byla v roce 2004 (2 367 ks/ha). Naproti tomu celková biomasa byla nejvyšší v roce 2003 (85,89 kg/ha). Postupné zvyšování abundance bylo zaznamenáno u ohroženého druhu *Misgurnus fossilis* (NL - III) a u *Esox lucius*. U druhu *Misgurnus fossilis* došlo v roce 2004 k výraznému nárůstu abundance na 1 067 ks/ha (z 244 ks/ha v roce 2002). V roce 2004 činila početní dominance 50 %, jak dokládá následující obr. 29. Biomasa tohoto druhu vzrostla téměř dvojnásobně. Nejvyšší hodnota biomasy pro druh *Esox Lucius* byla zaznamenána v roce 2003, a to 66,2 kg/ha (77,57 %). K výraznému zvýšení abundance došlo v roce 2003 také u druhu *Perca fluviatilis*, jehož hodnota početní dominance v tomto roce činila 59,18 %. V roce 2004 došlo k poklesu o 50 % hodnoty jeho abundance při mírném snížení biomasy. Druh *Carassius carassius* byl v tomto odlovném místě zaznamenán pouze v letech 2003 a 2004, přičemž jeho abundance dosahovala přibližně stejných hodnot (68 ks/ha) a biomasa byla téměř dvojnásobná v roce 2004 oproti roku 2003. Z výsledků vyplývá, že nejvyšší hodnoty biomasy byly zaznamenány v roce 2003 především u dravých druhů ryb, jak tomu bylo i u předchozích odlovných míst T55 a T81. Nejvyšší hodnota indexu diverzity (H') byla v roce 2004 (1,1558), naproti tomu hodnota indexu diverzity (Hs) byla nejvyšší v roce 2003 (0,4227), jehož hodnota byla ovlivněna především vysokou abundancí *Perca fluviatilis*. Ekvitabilita (E) byla nejvyšší v roce 2002 (0,3760). Hodnota koeficientu F/C ze všech 3 let svědčí o nevyvážené populaci s převahou dravých druhů ryb.

Obr. 29: Přehled početní a hmotnostní dominance a indexu diverzity (H') zjištěných ryb v odlovném místě T92 pro roky 2002 - 2004

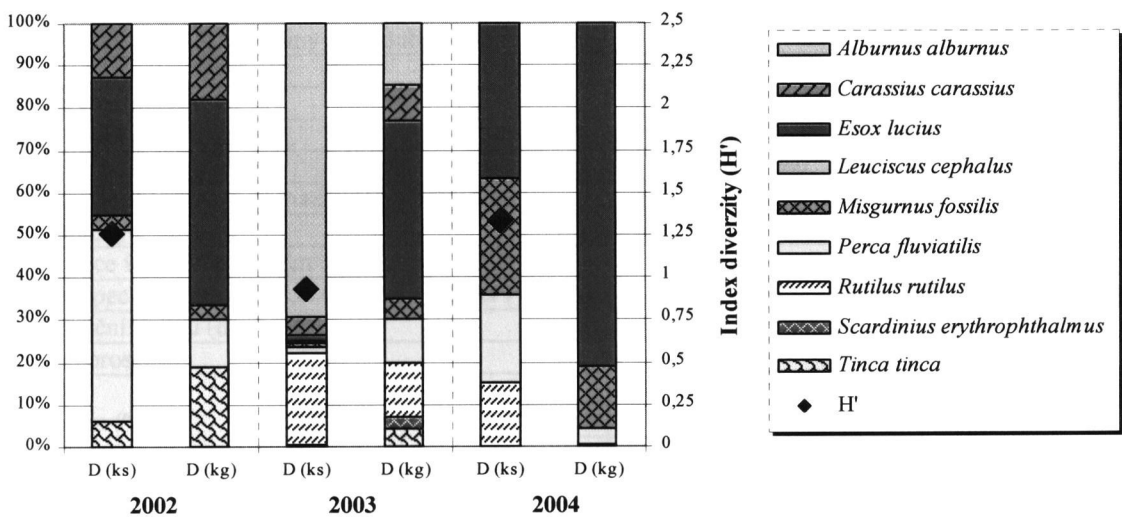


5.2.4. Odlovné místo T95: U meteorologické budky

Podle níže uvedených charakteristik bylo toto odlovné místo zařazeno do paleopotamonu. Je podlouhlého tvaru s průměrnou hloubkou 1 m. Od hlavního toku je vzdáleno 114 m západním směrem (nejkratší vzdušná vzdálenost) a pravý (východní) břeh odlovného místa tvoří pravobřežní terasa. Orientační poloha tohoto odlovného místa je znázorněna na obr. 5 na str. 50 v pravobřežní části aluvia úseku č. 3. Skutečná vzdálenost odlovného místa od řeky po kanálu (depresi) byla naměřena 350 m. Toto odlovné místo bývá napájeno (přelito) říční vodou zpravidla jedenkrát do roka, a to při vodních stavech nad 25 m³.s⁻¹ a 273 cm - profil Pilař. V roce 2002 se jednalo celkem o 3 přelití s celkovou dobou trvání 28 dní. Mimo období záplav je komunikace s okolními vodotečemi přerušena. Odlovné místo je syceno spodní vodou vyvěrající z terasy. Většina zjišťovaných chemických ukazatelů se mezi jednotlivými lety v době odlovu příliš nelišila (viz následující tab. 31). I v tomto odlovném místě byl zjištěn rozdílný hladinový odečet, který svědčí o rozkolísanosti výšky vodní hladiny (tak tomu bylo i u odlovného místa T92). Během povodně ze srpna roku 2002 došlo k odplavení bahnitého sedimentu (snížení relativního zastoupení detritu na 65 % v roce 2003 z původních 70 %), a zároveň vzrostlo relativní zastoupení písčité frakce substrátu dna. V tomto odlovném místě nebyla zastoupena šterkovitá frakce substrátu dna. Nejvíce bahnitého sedimentu (až 30 cm vrstva) bylo odplaveno v jižní části odlovného místa (tedy pod přítokovou hranou břehu). V severní části odlovného místa došlo k usazení hrubších frakcí splavenin. Plocha odlovného místa v době odlovů pro jednotlivé roky se pohybovala v rozmezí 760 - 782 m² a objem v rozmezí 522 - 673 m³. Poměrně vysoký rozptyl v ploše i objemu svědčil o mírně se svažujících březích, které jsou porostlé submersní vegetací. Břehový porost byl tvořen nivní nekosenou loukou. Maximální plocha při vybřežení činila 1 050 m² a společně s maximální hloubkou při maximální ploše (1,4 m) je graficky znázorněna v příloze č. 4a. Celý litorál i pelagiál severní třetiny odlovného místa byl prorostlý vodními rostlinami, které tvořily vhodné úkryty pro ryby (v tomto případě zejména pro *Misgurnus fossilis*, *Carassius carassius*, *Esox lucius* a v roce 2003 pak i pro *Alburnus alburnus* a *Rutilus rutilus*). Toto odlovné místo bylo prolovováno pouze elektrickým agregátem, a to brodivým způsobem. V následující tab. 31 jsou uvedeny základní sledované parametry týkající se odlovného místa T95 v jednotlivých letech 2002 - 2004.

(E) byla nejvyšší v roce 2002 (0,3044). Hodnota koeficientu F/C ze všech 3 let svědčí o nevyvážené populaci s převahou dravých druhů ryb.

Obr. 30: Přehled početní a hmotnostní dominance a indexu diverzity (H') zjištěných ryb v odlovném místě T95 pro roky 2002 - 2004



5.2.5. Odlovné místo T134: Pod oborou u posedu

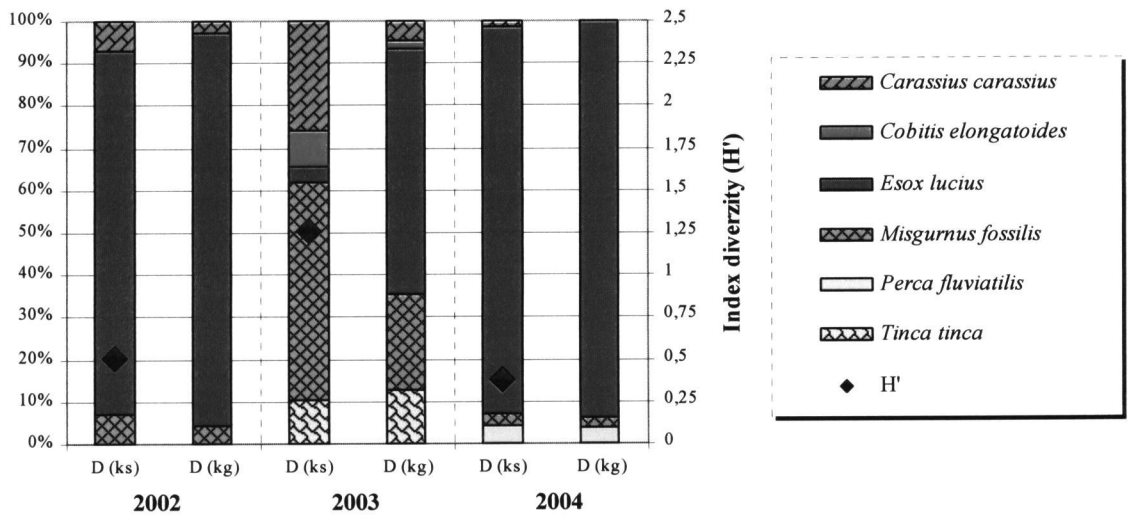
Podle níže uvedených charakteristik bylo toto odlovné místo zařazeno do pseudopotamonu (jedná se o rozlitinu uměle vytvořeného kanálu, který odvádí přebytečnou vodu z aluvia společně s vývěry z terasy). Je protáhlého tvaru a průměrná hloubka v době odlovů se pohybovala v rozmezí 0,52 - 0,54 m. Od hlavního toku je vzdáleno 48 m východním směrem (nejkratší vzdušná vzdálenost) a od levobřežní terasy je vzdáleno 45 m západním směrem. Orientační poloha tohoto odlovného místa je znázorněna na obr. 5 na str. 50 v levobřežní části aluvia úseku č. 3. Skutečná vzdálenost odlovného místa od řeky po kanálu byla naměřena 1 975 m. Toto odlovné místo bývá napájeno (přelito) říční vodou zpravidla třikrát do roka, a to při vodních stavech nad 10 m³.s⁻¹ a 180 cm - profil Pilař. V roce 2002 se jednalo celkem o 8 přelití s celkovou dobou trvání 154 dní a v roce 2003 se jednalo celkem o 4 přelití s celkovou dobou trvání 47 dní. Pod výše uvedený vodní stav přestává být odlovné místo syceno říční vodou, ale poměrně silné vývěry z terasy zajišťují průtočný charakter v tomto odlovném místě i při průtocích v hlavním toku pod 10 m³.s⁻¹. Ze zjišťovaných chemických ukazatelů byla pouze hodnota konduktivity v roce 2003 výrazně vyšší oproti ostatním rokům (viz následující tab. 32). Hodnota hladinového odečtu v tomto odlovném místě svědčí o vyrovnané výšce hladiny vody během prováděných odlovů. Zvýšený index hloubky v roce 2003 poukazuje na skutečnost, že povodeň ze srpna roku 2002 zde nezpůsobila hloubkovou erozi, naopak zde došlo k sedimentaci hrubších frakcí splavenin. Plocha odlovného místa v době odlovů pro jednotlivé roky se pohybovala v rozmezí 240 - 243 m² a objem v rozmezí 124 - 131 m³. Maximální plocha při vybřežení činila 1 065 m² a společně s maximální hloubkou při maximální ploše (1,15 m) je graficky znázorněna v příloze č. 4b. Poměrně vysoký rozdíl plochy v době odlovu a maximální plochy při vybřežení svědčí o mírně se svažujících březích. Tyto břehy jsou porostlé submersní vegetací a keřovitými vrbami. V okolní rovinaté nivě nevyčnívají (jsou bez agradačních valů). Celý litorál i pelagiál odlovného místa byl prorostlý vodními rostlinami, které tvořily vhodné úkryty pro ryby (v tomto případě zejména pro *Misgurnus fossilis*, *Carassius carassius*, *Esox lucius*). Toto odlovné místo bylo prolovováno pouze elektrickým agregátem, a to brodivým způsobem. V následující tab. 32 jsou uvedeny základní sledované parametry týkající se odlovného místa T134 v jednotlivých letech 2002 - 2004.

Tab. 32: Základní sledované parametry odlovného místa T134 v letech 2002 - 2004

Odlovné místo T134 - Pod oborou u posedu (ř. km 137,6)			
Geografické souřadnice GPS	N 48°50'81,7''; EO 14°54'73,6''		
Datum odlovu	23. 07. 2002	21. 08. 2003	07. 08. 2004
Teplota vody (°C) u hladiny / v hloubce 1 m	15,2 / 13,8	19,2 / 18,1	16,0 / 14,6
Obsah kyslíku (mg.l ⁻¹) u hladiny / v hloubce 1 m	3,0 / 2,6	4,3 / 3,9	2,4 / 2,2
pH	5,5	6,5	7,7
Konduktivita (μS.cm ⁻¹)	201,3	279,2	169,4
Plocha v době odlovu (m ²)	243	240	240
Objem v době odlovu (m ³)	131	124	124
Hloubka v době odlovu (m) maximální / průměrná	0,85 / 0,54	0,80 / 0,52	0,80 / 0,52
Index hloubky	0,635	0,650	0,650
Průtok v řece v době odlovu (m ³ .s ⁻¹) - odečet Pilař	1,40	1,15	0,90
Vodní sloupec v řece v době odlovu (m) - odečet Pilař	1,34	1,26	1,25
Napájení říční vodou (dny)	154	47	110
Břehový porost	1	1	1
Substrát dna (%)	štěrk	1	3
	písek	40	37
	detrit	59	60
Hladinový odečet (m)	0,30	0,35	0,35
Počet druhů ryb (ks)	3	5	4
Odhad abundance (ks/ha) / Odhad ichtyomasy (kg/ha)	576 / 59,18	8 417 / 96,63	2 917 / 103,21
Index diverzity (H')	0,5091	1,2584	0,3792
Index diverzity (Hs)	0,7449	0,3513	0,8388
Ekvitabilita (E)	0,1929	0,2371	0,0893
Koeficient F/C	0,07	0,72	0,07

Z přílohy č. 6b a z následujícího obr. 31 je zřejmé, že provedeným ichtyologickým průzkumem během 3 let byl v tomto odlovném místě prokázán výskyt celkem 6 druhů ryb. V odlovech v roce 2003 byla zaznamenána nejvyšší hodnota celkové abundance (8 417 ks/ha) a nejvyšší celková biomasa (103,21 kg/ha) byla zaznamenána v roce 2004 (jak je zřejmé z tab. 32). V roce 2003 bylo toto odlovné místo druhově nejpestřejší (5 druhů ryb). Pouze *Perca fluviatilis* byl odlovem prokázán až v roce 2004. Druh *Tinca tinca* a silně ohrožený druh *Cobitis elongatoides* (NL - II) byl zjištěn pouze v roce 2003, tedy po proběhlé povodni ze srpna 2002. Ve všech 3 sledovaných letech byl zaznamenán druh *Carassius carassius*, *Misgurnus fossilis* a *Esox lucius*. U druhu *Esox lucius* bylo pozorováno během sledovaných let postupné zvyšování jeho biomasy. Naproti tomu u litofilních druhů byla nejvyšší hodnota abundance i biomasy zjištěna v roce 2003. Abundance *Misgurnus fossilis* v roce 2003 dosahovala hodnoty 4 333 ks/ha (51,49 %). Nejvyšší hodnota biomasy u *Esox lucius* byla až v roce 2004 a činila 96,88 kg/ha (93,86 %). Nejvyšší hodnota indexu diverzity (H') i ekvitabilita (E) byla v roce 2003 (1,2584, respektive 0,2371). Nejvyšší hodnota indexu diverzity (Hs) byla v roce 2004 (0,8388). Hodnota koeficientu F/C ze všech 3 let svědčí o nevyvážené populaci s převahou dravých druhů ryb.

Obr. 31: Přehled početní a hmotnostní dominance a indexu diverzity (H') zjištěných ryb v odlovném místě T134 pro roky 2002 - 2004



5.2.6. Odlovné místo T136A: Pod oborou A

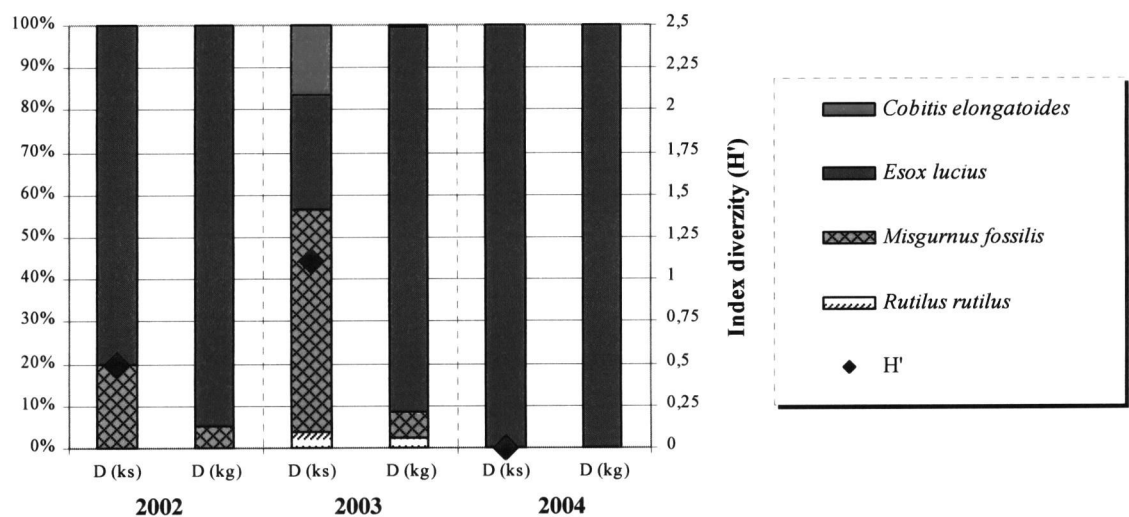
Podle níže uvedených charakteristik bylo toto odlovné místo zařazeno do pseudopotamonu. Je oválného tvaru a průměrná hloubka v době odlovů se pohybovala v rozmezí 0,95 - 1 m. Od hlavního toku je vzdáleno 65 m východním směrem (nejkratší vzdušná vzdálenost) a od levobřežní terasy je vzdáleno 75 m západním směrem. Orientační poloha tohoto odlovného místa je znázorněna na obr. 5 na str. 50 v levobřežní části aluvia úseku č. 3. Skutečná vzdálenost odlovného místa od řeky po kanálu byla naměřena 2 150 m. Toto odlovné místo leží na stejném kanálu jako odlovné místo T134 a T136B; vzdálenost napojení i měřené chemické ukazatele si jsou tudíž podobné. K přelítí říční vodou tedy dochází zpravidla třikrát do roka, a to při vodních stavech nad 10 m³.s⁻¹ a 180 cm - profil Pilař. I počet přelítí a celkový počet dní, po které trvalo spojení s hlavním tokem byl shodný jako u odlovného místa T134. Hodnota vyrovnaného hladinového odečtu v tomto odlovném místě svědčí o nízké rozkolísanosti vodní hladiny během jednotlivých let sledování. Nejnižší hodnota indexu hloubky byla v roce 2002 (0,742). Během povodně ze srpna 2002 zde došlo k odplavení části bahnité frakce substrátu dna z 46 % na 42 % v roce 2003. Zároveň došlo k nepatrnému navýšení písčité a šterkovité frakce. Plocha odlovného místa v době odlovů pro jednotlivé roky se pohybovala v rozmezí 40 - 42 m² a objem činil 40 m³. Maximální plocha při vybřežení činila 86 m² a společně s maximální hloubkou při maximální ploše (2,2 m) je graficky znázorněna v příloze č. 4b. Oproti odlovnému místu T134 jsou zde břehy poměrně strmé s výrazným gradačním valem vyčnívajícím do prostoru ploché nivy. V západní části tohoto odlovného místa je břeh porostlý keřovitými vrbami, které svými větvemi zasahují až do prostoru odlovného místa. Zbytek obvodu obklopuje nekosená nivní louka. Celý litorál odlovného místa byl prorostlý vodními rostlinami. Převíslé větve keřových vrb tvořily vhodné úkryty pro ryby (zejména pro *Esox lucius*). Odlovem prokázaný *Misgurnus fossilis* preferoval úkryt v porostu vodních rostlin a v jemném detritu v litorálu. Toto odlovné místo bylo prolovováno pouze elektrickým agregátem, a to brodivým způsobem. V následující tab. 33 jsou uvedeny základní sledované parametry týkající se odlovného místa T136A v jednotlivých letech 2002 - 2004.

Tab. 33: Základní sledované parametry odlovného místa T136A v letech 2002 - 2004

Odlovné místo T136A - Pod oborou A (ř. km 137,5)			
Geografické souřadnice GPS	N 48°50'86,1''; EO 14°54'63,2''		
Datum odlovu	23. 07. 2002	21. 08. 2003	07. 08. 2004
Teplota vody (°C) u hladiny / v hloubce 1 m	15,3 / 15,0	18,2 / 18,0	17,2 / 17,0
Obsah kyslíku (mg.l ⁻¹) u hladiny / v hloubce 1 m	3,2 / 3,0	5,3 / 5,0	4,9 / 4,7
pH	5,59	6,20	7,87
Konduktivita (μS.cm ⁻¹)	220,0	222,0	175,3
Plocha v době odlovu (m ²)	42	40	40
Objem v době odlovu (m ³)	40	40	40
Hloubka v době odlovu (m) maximální / průměrná	1,28 / 0,95	1,30 / 1,00	1,30 / 1,00
Index hloubky	0,742	0,769	0,769
Průtok v řece v době odlovu (m ³ .s ⁻¹) - odečet Pilař	1,40	1,15	0,90
Vodní sloupec v řece v době odlovu (m) - odečet Pilař	1,34	1,28	1,26
Napájení říční vodou (dny)	154	47	110
Břehový porost	0,5	0,5	0,5
Substrát dna (%)	štěrk	4	5
	písek	50	53
	detrit	46	42
Hladinový odečet (m)	0,92	0,90	0,90
Počet druhů ryb (ks)	2	4	1
Odhad abundance (ks/ha) / Odhad ichtyomasy (kg/ha)	4 762 / 454,29	13 750 / 819	2 500 / 20
Index diverzity (H')	0,5004	1,1085	0,0000
Index diverzity (Hs)	0,6800	0,3805	1,0000
Ekvitabilita (E)	0,1670	0,2766	
Koeficient F/C	0,06	0,10	0,00

Z přílohy č. 6b je zřejmé, že provedeným ichtyologickým průzkumem během 3 let byl v tomto odlovném místě prokázán výskyt celkem 4 druhů ryb (*Misgurnus fossilis*, *Rutilus rutilus*, *Esox lucius* a *Cobitis elongatoides*). V odlovech v roce 2003 byla zaznamenána nejvyšší hodnota celkové abundance i celkové biomasy (13 750 ks/ha, respektive 819 kg/ha), jak je zřejmé z tab. 33. Všechny 4 zjištěné druhy byly současně prokázány pouze při odlovech v roce 2003. Druh *Rutilus rutilus* a silně ohrožený *Cobitis elongatoides* (NL - II) se do odlovného místa dostal s povodňovou vlnou v roce 2002. V roce 2004 byl odlovem prokázán pouze *Esox lucius*, jehož abundance i biomasa byla v tomto roce nejnižší (2 500 ks/ha, respektive 20 kg/ha). V letech 2002 a 2003 byla jeho abundance přibližně shodná (3 800 ks/ha), ale jeho biomasa v roce 2003 vzrostla na 743,75 kg/ha z 430 kg/ha v roce 2002. U ohroženého druhu *Misgurnus fossilis* byl v roce 2003 zaznamenán výrazný nárůst abundance i biomasy oproti roku 2002. Početní dominance tohoto druhu dosahovala v roce 2003 51,49 %, jak je patrné z následujícího obr. 32. Nejvyšší hodnota indexu diverzity (H') i ekvitabilita (E) byla v roce 2003 (1,1085, respektive 0,2766). Nejvyšší hodnota indexu diverzity (Hs) byla v roce 2004 (1), což bylo způsobeno výskytem pouze 1 druhu (*Esox lucius*). Hodnota koeficientu F/C ze všech 3 let svědčí o nevyvážené populaci s převahou dravých druhů ryb.

Obr. 32: Přehled početní a hmotnostní dominance a indexu diverzity (H') zjištěných ryb v odlovném místě T136A pro roky 2002 - 2004



5.2.7. Odlovné místo T136B: Pod oborou B

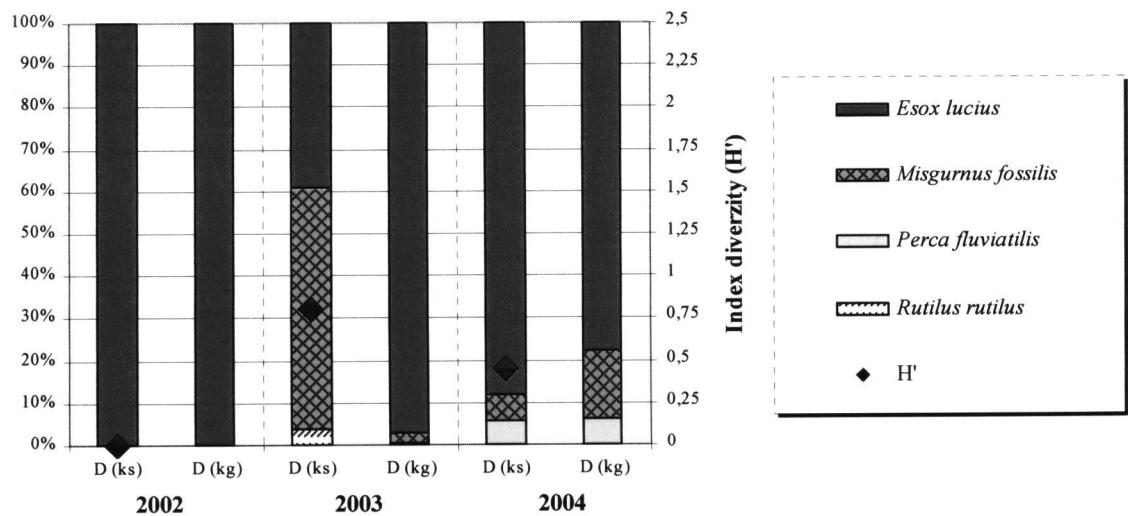
Podle níže uvedených charakteristik bylo toto odlovné místo zařazeno do pseudopotamonu. Je protáhlého tvaru a průměrná hloubka v době odlovů se pohybovala v rozmezí 0,7 - 0,8 m. Od hlavního toku je vzdáleno 75 m severovýchodním směrem (nejkratší vzdušná vzdálenost) a od levobřežní terasy je vzdáleno 40 m západním směrem. Orientační poloha tohoto odlovného místa je znázorněna na obr. 5 na str. 50 v levobřežní části aluvia úseku č. 3. Skutečná vzdálenost odlovného místa od řeky po kanálu byla naměřena 2 200 m. Toto odlovné místo leží na stejném kanálu jako odlovné místo T134 a T136A; vzdálenost napojení i měřené chemické ukazatele si jsou tudíž podobné. Mezi odlovným místem T136A a tímto odlovným místem je písčité val, který snižuje celkový počet dní, po které trvá spojení s hlavním tokem. K přelití říční vodou tedy dochází zpravidla třikrát do roka, a to při vodních stavech nad 11 m³.s⁻¹ a 188 cm - profil Pilař. V roce 2002 byl celkový počet dní, po které trvalo spojení s hlavním tokem 135 a odlovné místo bylo přelito říční vodou pouze sedmkrát. Během povodně ze srpna 2002 zde došlo k odplavení části bahnitě frakce substrátu dna z 45 % na 40 % v roce 2003. Zároveň došlo k nepatrnému navýšení písčité a šterkovité frakce. Plocha odlovného místa v době odlovů pro jednotlivé roky se pohybovala v rozmezí 24 - 26 m² a objem činil 18,2 - 19,2 m³. Maximální plocha při vybřežení činila 56 m² a společně s maximální hloubkou při maximální ploše (2,1 m) je graficky znázorněna v příloze č. 4b. Břehy v tomto odlovném místě byly poměrně strmé s výrazným gradačním valem vyčnívajícím do prostoru ploché nivy (podobně jako u odlovného místa T136A). Celý levý břeh tohoto odlovného místa je porostlý keřovitými vrbami, které svými větvemi zasahují až do pelagiálu. Zbytek obvodu obklopuje nekosená nivní louka. Celý litorál odlovného místa byl prorostlý vodními rostlinami. Převíslé větve keřových vrb tvořily vhodné úkryty pro ryby (zejména pro *Esox lucius*). Odlovem prokázaný *Misgurnus fossilis* preferoval úkryt v porostu vodních rostlin a v jemném detritu v litorálu. Toto odlovné místo bylo prolovováno pouze elektrickým agregátem, a to brodivým způsobem. V následující tab. 34 jsou uvedeny základní sledované parametry týkající se odlovného místa T136B v jednotlivých letech 2002 - 2004.

Tab. 34: Základní sledované parametry odlovného místa T136B v letech 2002 - 2004

Odlovné místo T136B - Pod oborou B (ř. km 137,4)			
Geografické souřadnice GPS		N 48°50'86,3''; EO 14°54'66,8''	
Datum odlovu	23. 07. 2002	21. 08. 2003	07. 08. 2004
Teplota vody (°C) u hladiny / v hloubce 1 m	15,3 / 15,2	18,5 / 18,3	17,2 / 17,1
Obsah kyslíku (mg.l ⁻¹) u hladiny / v hloubce 1 m	3,20 / 2,40	4,96 / 4,90	5,30 / 5,17
pH	5,65	6,30	7,92
Konduktivita (μS.cm ⁻¹)	197,0	199,5	180,0
Plocha v době odlovu (m ²)	26	24	24
Objem v době odlovu (m ³)	18,2	19,2	19,2
Hloubka v době odlovu (m) maximální / průměrná	1,0 / 0,7	1,0 / 0,8	1,0 / 0,8
Index hloubky	0,7	0,8	0,8
Průtok v řece v době odlovu (m ³ .s ⁻¹) - odečet Pilař	1,40	1,15	0,90
Vodní sloupec v řece v době odlovu (m) - odečet Pilař	1,34	1,28	1,26
Napájení říční vodou (dny)	135	39	99
Břehový porost	0,5	0,5	0,5
Substrát dna (%)	štěrk	3	5
	písek	52	55
	detrit	45	40
Hladinový odečet (m)	1,1	1,1	1,1
Počet druhů ryb (ks)	1	3	3
Odhad abundance (ks/ha) / Odhad ichtyomasy (kg/ha)	3 846 / 295	11 667 / 799,79	7 083 / 98,33
Index diverzity (H')	0,0000	0,8058	0,4438
Index diverzity (Hs)	1,0000	0,4821	0,7855
Ekvitabilita (E)		0,2418	0,1566
Koeficient F/C	0,00	0,03	0,28

Z přílohy č. 6c je zřejmé, že provedeným ichtyologickým průzkumem během 3 let byl v tomto odlovném místě prokázán výskyt celkem 4 druhů ryb (*Misgurnus fossilis*, *Rutilus rutilus*, *Esox lucius* a *Perca fluviatilis*). V odlovech v roce 2003 byla zaznamenána nejvyšší hodnota celkové abundance i celkové biomasy (11 667 ks/ha, respektive 799,79 kg/ha), jak je zřejmé z tab. 34. V roce 2002 byl v tomto odlovném místě zaznamenán pouze 1 druh (*Esox lucius*). Jeho abundance v následujících letech rostla až na hodnotu 6 250 ks/ha, avšak hodnota biomasy byla nejvyšší v roce 2003 (775,83 kg/ha). Teprve až po povodni byla v roce 2003 zjištěna vysoká hodnota abundance i biomasy u *Misgurnus fossilis*, která v roce 2004 výrazně poklesla. Druh *Rutilus rutilus* byl odlovem prokázán pouze v roce 2003. V roce 2004 se v úlovku objevil i *Perca fluviatilis*, který se do tohoto odlovného místa dostal při jarní povodni v tomto roce. Z následujícího obr. 33 je patrná početní i hmotnostní dominance *Esox lucius* v jednotlivých letech, mimo roku 2003, kde v početní dominance převažoval *Misgurnus fossilis*. Nejvyšší hodnota indexu diverzity (H') i ekvitabilita (E) byla v roce 2003 (0,8058, respektive 0,2418). Nejvyšší hodnota indexu diverzity (Hs) byla v roce 2002 (1), což bylo způsobeno výskytem pouze 1 druhu (*Esox lucius*). Velice nízká hodnota koeficientu F/C ze všech 3 let svědčí o nevyvážené populaci s převahou dravých druhů ryb.

Obr. 33: Přehled početní a hmotnostní dominance a indexu diverzity (H') zjištěných ryb v odlovném místě T136B pro roky 2002 - 2004



5.2.8. Odlovné místo T183: Pod vepřínem, velká

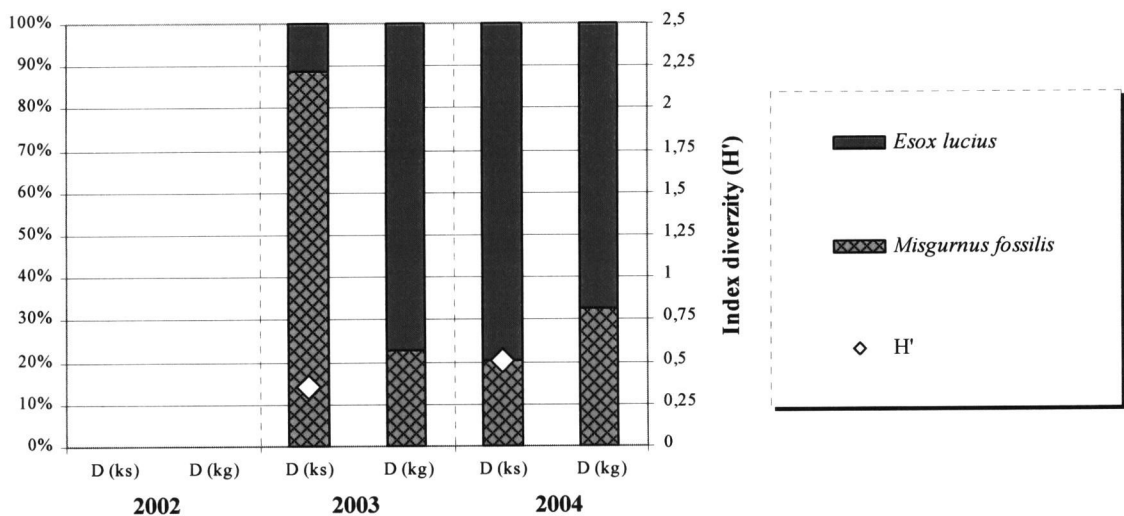
Podle níže uvedených charakteristik bylo toto odlovné místo zařazeno do paleopotamonu, má přibližně obdélníkovitý až elipsovitý tvar a od hlavního toku je vzdáleno 85 m západním směrem (nejkratší vzdušná vzdálenost). Orientační poloha tohoto odlovného místa je znázorněna na obr. 5 na str. 50 v pravobřežní části aluvia úseku č. 4. Pravý břeh odlovného místa je orientovaný na sever a tvoří ho vlastní terasa a písčný násep pískovny. Levý břeh je mírně vyvýšený do prostoru aluvia. Severozápadní část odlovného místa je zastíněna břehovým porostem vzrostlých dřevin. Skutečná vzdálenost odlovného místa od řeky po kanálu (depresi) byla změřena na 2 010 m. Toto odlovné místo bývá napájeno (přelito) říční vodou zpravidla pouze při jednoletých vodách a vysokých vodních stavech (nad 24 m³.s⁻¹ a 270 cm - profil Pilarř). Celkový počet dní, po které bylo zajištěno napájení říční vodou v jednotlivých letech je (mimo jiné) uveden v následující tab. 35. V roce 2002 to byly celkem 3 přelity s celkovou dobou trvání 30 dní. Mimo období záplav je komunikace s okolními vodotečemi dlouhodobě přerušena. Teplota vody u hladiny (22,9 °C) byla nejvyšší v roce 2003, stejně jako nejvyšší hodnota kyslíku (4,8 mg.l⁻¹). Hodnota pH změřena v době odlovu byla nejvyšší v roce 2004 (7,77). Oproti roku 2002 pokleslo v roce 2003 relativní zastoupení detritu na 50 % z 65 % a vzrostlo relativní zastoupení písčité frakce substrátu dna na 35 %. Plocha odlovného místa v době odlovů v jednotlivých letech se pohybovala v rozmezí 171 - 182 m² a objem v rozmezí 62 - 94 m³. Maximální plocha při vybřežení činila 1 370 m² a společně s maximální hloubkou při maximální ploše (1,45 m) je graficky znázorněna v příloze č. 4b. Index hloubky byl během sledovaných let nevyrovnaný. Nejnižší hodnota byla zaznamenána v roce 2003 (tedy dno bylo více členité po proběhlé povodni oproti ostatním sledovaným rokům). Tomu odpovídá i částečné odplavení bahnitých sedimentů (vytvoření drobných tůní) a na jiných místech došlo k usazení písčité frakce substrátu dna a vytvořily se tak menší písčné lavice. Břehy byly převážně písčité, mírně se svažující, porostlé submerzní vegetací (vyjma strmějšího severního břehu). Ukryty zde ryby vyhledávaly především v břehových partiích mezi rostlinami. V následující tab. 35 jsou uvedeny základní sledované parametry týkající se odlovného místa T186 v jednotlivých letech 2002 - 2004.

Tab. 35: Základní sledované parametry odlovného místa T183 v letech 2002 - 2004

Odlovné místo T183 - Pod vepřínem, velká (ř. km 134,2)			
Geografické souřadnice GPS	N 48°51'51,1''; EO 14°54'15,9''		
Datum odlovu	22. 07. 2002	19. 08. 2003	09. 08. 2004
Teplota vody (°C) u hladiny / v hloubce 1 m	17,6 / 16,3	22,9 / 18,3	18,7 / 16,5
Obsah kyslíku (mg.l ⁻¹) u hladiny / v hloubce 1 m	1,2 / 0,5	4,8 / 2,3	4,09 / 3,8
pH	5,42	5,97	7,77
Konduktivita (μS.cm ⁻¹)	160,0	122,0	108,6
Plocha v době odlovu (m ²)	182	171	175
Objem v době odlovu (m ³)	94	62	70
Hloubka v době odlovu (m) maximální / průměrná	0,70 / 0,50	0,62 / 0,35	0,65 / 0,40
Index hloubky	0,714	0,565	0,615
Průtok v řece v době odlovu (m ³ .s ⁻¹) - odečet Pilař	1,55	0,7	0,75
Vodní sloupec v řece v době odlovu (m) - odečet Pilař	1,38	1,23	1,25
Napájení říční vodou (dny)	30	1	12
Břehový porost	0	0	0
Substrát dna (%)	štěrk	10	15
	písek	25	35
	detrit	65	50
Hladinový odečet (m)	0,75	0,83	0,80
Počet druhů ryb (ks)	0	2	2
Odhad abundance (ks/ha) / Odhad ichtyomasy (kg/ha)	0 / 0	3 567 / 78,71	3 943 / 91,66
Index diverzity (H')	xxx	0,3563	0,5044
Index diverzity (Hs)	xxx	0,7968	0,6765
Ekvitabilita (E)	xxx	0,0867	0,1191
Koeficient F/C	0,00	0,29	0,48

Jak je z tab. 35 patrné, v roce 2002 nebyl odlovem prokázán žádný druh, ale v letech 2003 a 2004 byl zjištěn výskyt 2 druhů (*Misgurnus fossilis* a *Esox lucius*). Celková abundance i celková biomasa byla v roce 2004 nejvyšší (3 943 ks/ha, 91,66 kg/ha). Oba zjištěné druhy se do tohoto odlovného místa dostaly s povodňovou vlnou ze srpna roku 2002. Chráněný druh *Misgurnus fossilis* (NL - III) zde nalezl optimální životní podmínky a v roce 2003 činila jeho abundance 3 158 ks/ha a biomasa 17,84 kg/ha. Jeho početní dominance byla 88,5 % (viz následující obr. 34). V roce 2004 došlo ke snížení jeho abundance na 800 ks/ha při zvýšení biomasy na 29,89 kg/ha. Snížení abundance způsobil výskyt druhu *Esox lucius*, který působil predančně na druh *Misgurnus fossilis*. Abundance *Esox lucius* byla v roce 2004 výrazně zvýšena oproti roku 2003 na hodnotu 3 143 ks/ha (biomasa zůstala na přibližně stejné hodnotě, tj. 61 kg/ha). Jeho početní dominance v roce 2004 dosahovala hodnoty 79,7 %. Celkový přehled odhadu abundance a biomasy zjištěných ryb v tomto odlovném místě je uveden v příloze č. 6c. Hodnota indexu diverzity (H') a ekvitabilita (E) byla nejvyšší v roce 2004 (0,5044 respektive 0,1191), naproti tomu nejvyšší hodnota indexu diverzity (Hs) byla zaznamenána v roce 2003 (0,7968). Obě hodnoty koeficientu F/C svědčí o nevyvážené populaci s vysokou převahou dravých ryb.

Obr. 34: Přehled početní a hmotnostní dominance a indexu diverzity (H') zjištěných ryb v odlovném místě T183 pro roky 2002 - 2004



5.2.9. Odlovné místo T185: U suchého stromu

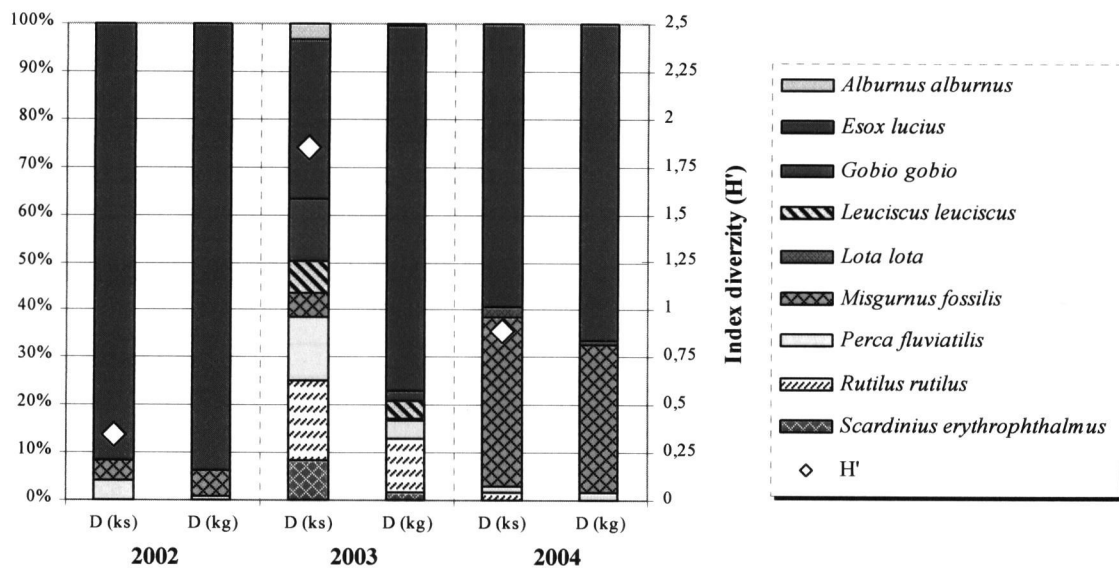
Podle níže uvedených charakteristik bylo toto odlovné místo zařazeno (stejně jako odlovné místo T196) do parapotamonu. Při minimálních vodních stavech má protáhlý, na obou koncích meandrovitě zakřivený, tvar. Svým spodním koncem je spojeno s hlavním tokem. Od pravobřežní terasy je vzdáleno 70 m severovýchodním směrem. Orientační poloha tohoto odlovného místa je znázorněna na obr. 5 na str. 50 v pravobřežní části aluvia úseku č. 4. Toto odlovné místo bývá neustále dotováno říční vodou. Úzce reaguje na změny průtoku vody v řece. Ve východní části tohoto odlovného místa je vývěr pramenité vody. Většina zjišťovaných chemických ukazatelů se mezi jednotlivými lety v době odlovu příliš nelišila, pouze v roce 2003 byl v několika měřeních zjištěn vyšší obsah kyslíku, než tomu bylo v roce 2002 (viz následující tab. 36). Trvalé spojení s řekou společně s vývěrem spodních vod zde způsobilo řádově o 7 °C nižší teplotu, než která byla zjištěna u ostatních odlovných míst vzdálenějších od hlavního toku. Dokonce teplota vody u dna v nejzazší východní části tohoto odlovného místa dosahovala pouhých 5 °C (v hloubce 1,6 m). V tomto odlovném místě měla povodeň výrazný vliv na morfometrii ramena. Způsobila výrazné odplavení bahnitého sedimentu a jemného detritu (snížení relativního zastoupení detritu na 35 % v roce 2003 z původních 50 %), a zároveň vzrostlo relativní zastoupení písčité (na 45 % z původních 35 %) a šterkovité (na 20 % z původních 15 %) frakce substrátu dna. V roce 2004 zůstaly hodnoty relativního zastoupení jednotlivých frakcí substrátu dna stejné jako v roce 2003. Uniformita dna byla po povodni narušena vymletím 3 depresí. Břehový porost byl tvořen soliterními stromy a v severní části keřovitým porostem vrb. Severní břeh byl strmý s 0,5 m vysokým agradačním valem. Okolní porost tvoří občas kosená (jednou za 2 roky) nivní louka. Plocha odlovného místa v době odlovů pro jednotlivé roky se pohybovala v rozmezí 475 - 480 m² a objem v rozmezí 326 - 365 m³. Maximální plocha při vybřežení činila 980 m² a společně s maximální hloubkou při maximální ploše (2,77 m) je graficky znázorněna v příloze č. 4c. Přestože zde byla plocha v době odlovu poměrně velká, byl odlov proveden vždy za pomoci elektrického agregátu. Hlubší partie odlovného místa vytvořené po povodni v roce 2002 byly prolovovány opakovaně za pomoci delší lovné rukojeti. V následující tab. 36 jsou uvedeny základní sledované parametry týkající se odlovného místa T185 v jednotlivých letech 2002 - 2004.

ab. 36: Základní sledované parametry odlovného místa T185 v letech 2002 - 2004

Odlovné místo T185 – U suchého stromu (ř. km 134,2)			
Geografické souřadnice GPS	N 48°51'29,6''; EO 14°54'05,6''		
Datum odlovu	22. 07. 2002	21. 08. 2003	09. 08. 2004
Teplota vody (°C) u hladiny / v hloubce 1 m	18,2 / 12,8	12,9 / 10,6	13,1 / 12,3
Obsah kyslíku (mg.l ⁻¹) u hladiny / v hloubce 1 m	3,5 / 3,0	6,2 / 5,6	7,4 / 6,2
pH	8,29	8,29	8,45
Konduktivita (μS.cm ⁻¹)	229,0	199,0	176,9
Plocha v době odlovu (m ²)	480	478	475
Objem v době odlovu (m ³)	365	345	326
Hloubka v době odlovu (m) maximální / průměrná	1,73 / 0,76	1,66 / 0,73	1,60 / 0,70
Index hloubky	0,439	0,440	0,438
Průtok v řece v době odlovu (m ³ .s ⁻¹) - odečet Pilař	1,550	1,153	0,748
Vodní sloupec v řece v době odlovu (m) - odečet Pilař	1,37	1,30	1,24
Napájení říční vodou (dny)	365	365	365
Břehový porost	0,5	0,5	0,5
Substrát dna (%)	štěrk	15	20
	písek	35	45
	detrit	50	35
Hladinový odečet (m)	1,04	1,11	1,17
Počet druhů ryb (ks)	3	8	5
Odhad abundance (ks/ha) / Odhad ichtyomasy (kg/ha)	500 / 11,54	1 255 / 164,38	2 800 / 120,38
Index diverzity (H')	0,3446	1,8529	0,8888
Index diverzity (Hs)	0,8438	0,1894	0,4787
Ekvitabilita (E)	0,1084	0,4526	0,1817
Koeficient F/C	0,07	0,28	0,46

Z přílohy č. 6c a z následujícího obr. 35 je zřejmé, že provedeným ichtyologickým průzkumem během 3 let byl v tomto odlovném místě prokázán výskyt celkem 9 druhů ryb. Tab. 36 je vidět, že nejvyšší hodnota celkové abundance byla v roce 2004 (2 800 ks/ha) a celková biomasa byla nejvyšší v roce 2003 (164,38 kg/ha). V roce 2002 byla hodnota celkové abundance i celkové biomasy extrémně nízká (pouhých 500 ks/ha, respektive 11,54 kg/ha). Druhově nejpestřejší (8 druhů ryb) bylo toto odlovné místo v roce 2003. Pouze eurytopní druh *Lota lota* byl odlovem prokázán až v roce 2004. Naproti tomu pouze v roce 2003 byl odlovem prokázán reofilní druh *Leuciscus leuciscus* (84 ks/ha; 6,36 kg/ha), eurytopní druh *Gobio gobio* (167 ks/ha; 3,01 kg/ha), *Alburnus alburnus* (42 ks/ha; 0,42 kg/ha) a limnofilní druh *Scardinius erythrophthalmus* (105 ks/ha; 2,91 kg/ha). Eurytopní druh *Rutilus rutilus* byl odlovem prokázán také až po proběhlé povodni ze srpna roku 2002 s hodnotou abundance 209 ks/ha a biomasy 17,72 kg/ha. Tento druh se v úlovku objevil i v roce 2004, avšak jeho abundance i biomasa byla výrazně nižší (42 ks/ha, respektive 0,15 kg/ha). Pouze 3 druhy (*Perca fluviatilis*, *Misgurnus fossilis* a *Esox lucius*) byly provedenými odlovy zaznamenány ve všech 3 letech. Nejvyšších hodnot abundance dosahoval *Esox lucius* 1 663 ks/ha v roce 2004 (jeho početní dominance činila v tomto roce 59,4 %) a *Misgurnus fossilis* s hodnotou abundance 990 ks/ha (35,34 %) a biomasy 37,2 kg/ha (39 %), jak je patrné z následujícího obr. 35. Druh *Esox lucius* dosahoval nejvyšší biomasy v roce 2003 (127,04 kg/ha, tj. 76,86 %), podobně jako druh *Perca fluviatilis*, jehož hodnota biomasy činila 6,172 kg/ha (3,82 %). Druh *Perca fluviatilis* měl zároveň v roce 2003 i nejvyšší hodnotu abundance, a to 167 ks/ha (13,33 %). Nejvyšší hodnota indexu diverzity (H') a ekvitabilita (E) byla nejvyšší v roce 2003 (1,8529, respektive 0,4526). Hodnota indexu diverzity (Hs) byla nejvyšší v roce 2002 (0,8438). Všechny 3 hodnoty koeficientu F/C svědčí o nevyvážené populaci s vysokou převahou dravých ryb.

Obr. 35: Přehled početní a hmotnostní dominance a indexu diverzity (H') zjištěných ryb v odlovném místě T185 pro roky 2002 - 2004



5.2.10. Odlovné místo T186: Pod vepřínem, malá

Podle níže uvedených charakteristik bylo toto odlovné místo zařazeno do paleopotamonu. Orientační poloha tohoto odlovného místa je znázorněna na obr. 5 na str. 50 a leží v pravobřežní části aluvia úseku č. 4. Při nízkých vodních stavech (do $0,8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ a 113 cm - profil Pilař) se jedná v podstatě o 2 menší oválné tůňe, které jsou od sebe odděleny valem širokým přibližně 4 m. Toto odlovné místo je od hlavního toku vzdáleno 130 m západním směrem (nejkratší vzdušná vzdálenost) a od terasy 15 m východním směrem. Skutečná vzdálenost odlovného místa od řeky po kanálu (deprese), který zajišťuje (při zvýšených vodních stavech) prvotní napájení říční vodou byla 2 135 m. Odlovné místo bývá zpravidla napájeno (respektive přelito) říční vodou pouze při jednoletých vodách a vysokých vodních stavech (nad $25 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ a 280 cm - profil Pilař). Celkový počet dní, po které bylo zajištěno napájení říční vodou v jednotlivých letech je (mimo jiné) uveden v následující tab. 37. Kromě období záplav je komunikace s okolními vodotečemi dlouhodobě přerušena. Trvalému zavodnění napomáhají vývěry vody z terasy. Jak je rovněž uvedeno v následující tab. 37, teplota vody a hodnota pH změřená v době odlovu se mezi jednotlivými roky příliš nelišila, naproti tomu obsah kyslíku byl v roce 2003 a 2004 vyšší, což mohlo být způsobeno odplavením bahnitých sedimentů (i detritu) v důsledku vysokých průtoků během srpnové povodně z roku 2002. Během několika měření v roce 2003 neklesl obsah kyslíku pod $4 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. V roce 2002 byly běžně naměřeny hodnoty obsahu kyslíku pod $2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. V roce 2003 pokleslo relativní zastoupení detritu na 34 % z 68 % v roce 2002 a vzrostlo relativní zastoupení písčité frakce substrátu dna na 50 %. V roce 2004 bylo zjištěno opětovné zvýšení relativního zastoupení detritu a pokles relativního zastoupení písčité frakce. Plocha odlovného místa v době odlovů v jednotlivých letech se pohybovala v rozmezí $58 - 63 \text{ m}^2$ a objem v rozmezí $49 - 34 \text{ m}^3$. Maximální plocha při vybřežení činila 570 m^2 a společně s maximální hloubkou při maximální ploše je graficky znázorněna v příloze č. 4c. Index hloubky byl během sledovaných let vyrovnaný. Nepatrně nižší hodnota, oproti ostatním sledovaným rokům, byla zaznamenána v roce 2003 (tedy dno bylo více členité po proběhlé povodni). Tomu odpovídá i již zmiňované odplavení bahnitých sedimentů a vrstvy opadaného listí. Celá vodní plocha byla zastíněná břehovým porostem vzrostlých dřevin. Břehy byly převážně písčitojílovité, poměrně strmé, bez submersní vegetace. Úkryty pro ryby zde byly tvořeny popadanými větvemi, vývraty stromů a především listím a hrubším detritem. V následující

tab. 37 jsou uvedeny základní sledované parametry týkající se odlovného místa T186 v jednotlivých letech 2002 - 2004.

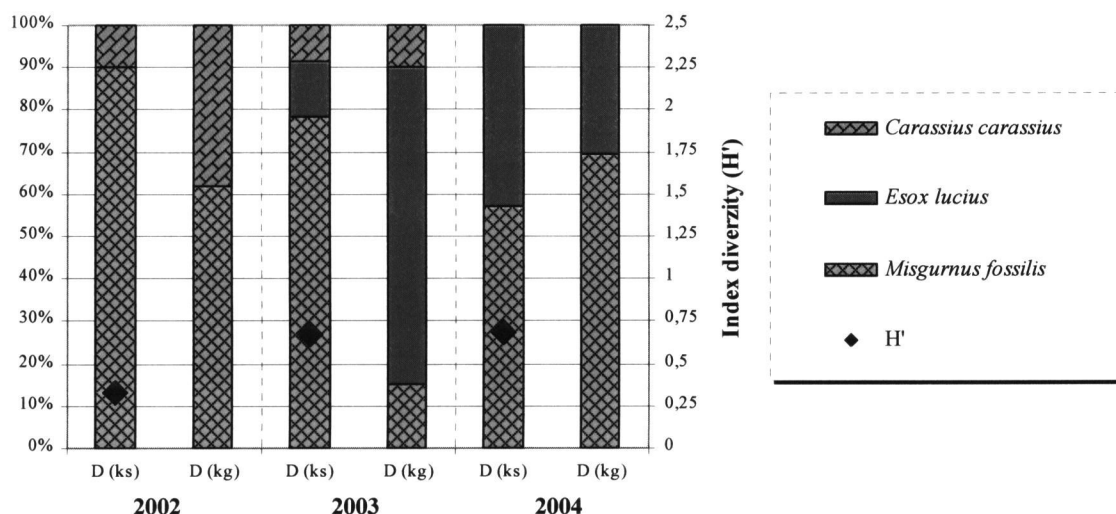
Tab. 37: Základní sledované parametry odlovného místa T186 v letech 2002 - 2004

Odlovné místo T186 - Pod vepřínem, malá (ř. km 134)			
Geografické souřadnice GPS	N 48°51'56,4''; EO 14°54'14,4''		
Datum odlovu	22. 07. 2002	19. 08. 2003	09. 08. 2004
Teplota vody (°C) u hladiny / v hloubce 1 m	17,7 / 15,6	16,1 / 15,2	16,7 / 14,2
Obsah kyslíku (mg.l ⁻¹) u hladiny / v hloubce 1 m	2,3 / 1,5	5,2 / 2,5	4,23 / 3,83
pH	5,63	5,62	7,43
Konduktivita (μS.cm ⁻¹)	166,0	143,4	94,2
Plocha v době odlovu (m ²)	63	58	60
Objem v době odlovu (m ³)	49	34	37
Hloubka v době odlovu (m) maximální / průměrná	1,26 / 0,80	0,95 / 0,58	1,00 / 0,65
Index hloubky	0,635	0,611	0,650
Průtok v řece v době odlovu (m ³ .s ⁻¹) - odečet Pilař	1,700	0,720	0,748
Vodní sloupec v řece v době odlovu (m) - odečet Pilař	1,38	1,23	1,25
Napájení říční vodou (dny)	28	1	9
Břehový porost	0	0	0
Substrát dna (%)	štěrk	12	16
	písek	20	50
	detrit	68	34
Hladinový odečet (m)	0,64	0,95	0,90
Počet druhů ryb (ks)	2	3	2
Odhad abundance (ks/ha) / Odhad ichtyomasy (kg/ha)	1 587 / 35,40	3 833 / 88,83	14 833 / 388,83
Index diverzity (H')	0,3251	0,6699	0,6824
Index diverzity (Hs)	0,8200	0,6371	0,5107
Ekvitabilita (E)	0,1412	0,2137	0,1520
Koeficient F/C	0,00	0,34	2,27

Podle výše uvedených charakteristik bylo toto odlovné místo zařazeno do paleopotamonu. Z přílohy č. 6d a z následujícího obr. 36 je zřejmé, že provedeným ichtyologickým průzkumem během 3 let byl v tomto odlovném místě prokázán výskyt celkem 3 druhů ryb (*Carassius carassius*, *Misgurnus fossilis* a *Esox lucius*). Společný výskyt těchto druhů byl zaznamenán pouze v roce 2003. Z tab. 37 je možné vyzorovat postupný nárůst celkové abundance i celkové biomasy během jednotlivých let. Pozitivním zjištěním je výskyt chráněné druhu *Misgurnus fossilis* (NL - III) ve všech 3 letech sledování. Jeho abundance vzrostla po proběhlé povodni v roce 2002 z původních 1428 ks/ha na 3000 ks/ha (v roce 2003) a nejvyšší abundance byla v roce 2004 (8 500 ks/ha). Jeho ichtyomasa naopak po povodni klesla z 21,9 kg/ha na 13,5 kg/ha (v roce 2003) a v roce 2004 výrazně vzrostla na 269, 8 kg/ha. Tento stav obecně vysvětluje obr. 42 na str. 127, kde v roce 2003 měli všichni odlovení jedinci *Misgurnus fossilis* nejkratší průměrnou délku těla ze všech 3 odlovů a i hmotnostní rozpětí bylo u tohoto druhu nejmenší s nejnižší průměrnou hmotností (viz obr. 43 na str. 128). Dále je patrné, že největší délkové rozpětí (tedy zastoupení více věkových tříd) bylo u tohoto druhu zjištěno v roce 2004. Početní dominancí *Misgurnus fossilis* převažoval ve všech 3 sledovaných letech viz následující obr. 36. Druh *Carassius carassius* byl odlovem zjištěn v roce 2002 (159 ks/ha, 13,49 kg/ha) a po povodni v roce 2003 (333 ks/ha, 8,83 kg/ha). Povodeň (podobně jako v odlovném místě T183) zde napomohla k výskytu *Esox lucius*, kde při odlovu v roce 2002 nebyl tento druh zaznamenán a v roce 2003 hodnota jeho abundance a biomasy dosahovala 500 ks/ha, respektive 66,5 kg/ha a v roce 2004 dokonce 6 333 ks/ha, respektive 119 kg/ha. Zajímavý bude vývoj v následujících letech, kde predační tlak *Esox lucius* na *Misgurnus fossilis* bude ještě sílit a abundance *Misgurnus fossilis* bude pravděpodobně nadále klesat. Hodnota indexu diverzity (H') byla nejvyšší v roce 2004 (0,6824). Ekvitabilita (E) byla nejvyšší v roce 2003 (0,2137). Nejvyšší hodnota indexu

diverzity (H_s) byla v roce 2002 (0,8200). V roce 2002 nebyl odlovem prokázán výskyt dravého druhu a hodnoty koeficientu F/C pro roky 2003 a 2004 svědčily o nevyvážené populaci s převahou dravých druhů ryb. Celkový přehled odhadu abundance a biomasy zjištěných ryb v tomto odlovném místě je uveden v příloze č. 6d.

Obr. 36: Přehled početní a hmotnostní dominance a indexu diverzity (H') zjištěných ryb v odlovném místě T186 pro roky 2002 - 2004



5.2.11. Odlovné místo T196: Nad jezem u Šulcova mlýna

Podle níže uvedených charakteristik bylo toto odlovné místo zařazeno (stejně jako odlovné místo T185) do parapotamonu. Při minimálních vodních stavech má oválný tvar a není spojena s hlavním tokem. Při průměrných vodních stavech je spojeno s hlavním tokem severním koncem, při vyšších vodních stavech je dokonce průtočné. Od hlavního toku je odděleno písčítým valem o šíři 5 m. Od pravobřežní terasy je vzdáleno 113 m západním směrem. Orientační poloha tohoto odlovného místa je znázorněna na obr. 5 na str. 50 v pravobřežní části aluvia úseku č. 4. Toto odlovné místo bývá neustále dotováno říční vodou, avšak při velmi nízkých vodních stavech pouze průsaky přes písčítý val. Většina zjišťovaných chemických ukazatelů se mezi jednotlivými lety v době odlovu příliš nelišila, pouze v roce 2003 (stejně jako u odlovného místa T185) byl v několika měřeních zjištěn vyšší obsah kyslíku, než tomu bylo v roce 2002 (viz následující tab. 38). Při porovnání teploty vody u hladiny i v hloubce 1 m s odlovným místem T185 bylo potvrzeno, že vývěr spodní vody v odlovném místě T185 výrazně působil na snížení teploty vody. V tomto odlovném místě měla povodeň výrazný vliv na morfometrii ramena. Způsobila výrazné odplavení bahnatého sedimentu a jemného detritu (snížení relativního zastoupení detritu na 31 % v roce 2003 z původních 40 %), a zároveň vzrostlo relativní zastoupení písčité (na 56 % z původních 50 %) a šterkovité (na 13 % z původních 10 %) frakce substrátu dna. V roce 2004 zůstaly hodnoty relativního zastoupení jednotlivých frakcí substrátu dna přibližně stejné jako v roce 2003. V nejhlubší části odlovného místa (tedy v jižní části těsně za písčítým valem oddělujícím odlovné místo od hlavního toku) došlo během povodně k prohloubení, a to o 30 cm. Této skutečnosti nasvědčuje i hladinový odečet, který zde byl v roce 2003 nejvyšší. Výše zmíněným prohloubením dna došlo k zahlazení původních depresí. Břehový porost byl převážně tvořen nekosenou nivní loukou a v jižní a západní části porostem keřovitých vrb. Břehy odlovného místa byly strmé. Plocha odlovného místa v době odlovů pro jednotlivé roky se pohybovala v rozmezí 110 - 121 m² a objem v rozmezí 132 - 163 m³. Maximální plocha při vyběžení činila 1 340 m² a společně s maximální hloubkou při maximální ploše (3,1 m) je graficky znázorněna v příloze č. 4c. Odlov byl proveden vždy

za pomoci elektrického agregátu. Hlubší partie odlovného místa vytvořené po povodni v roce 2002 byly prolovovány opakovaně za pomoci delší lovné rukojeti. V tab. 38 jsou uvedeny základní sledované parametry týkající se odlovného místa T196 v jednotlivých letech 2002 - 2004.

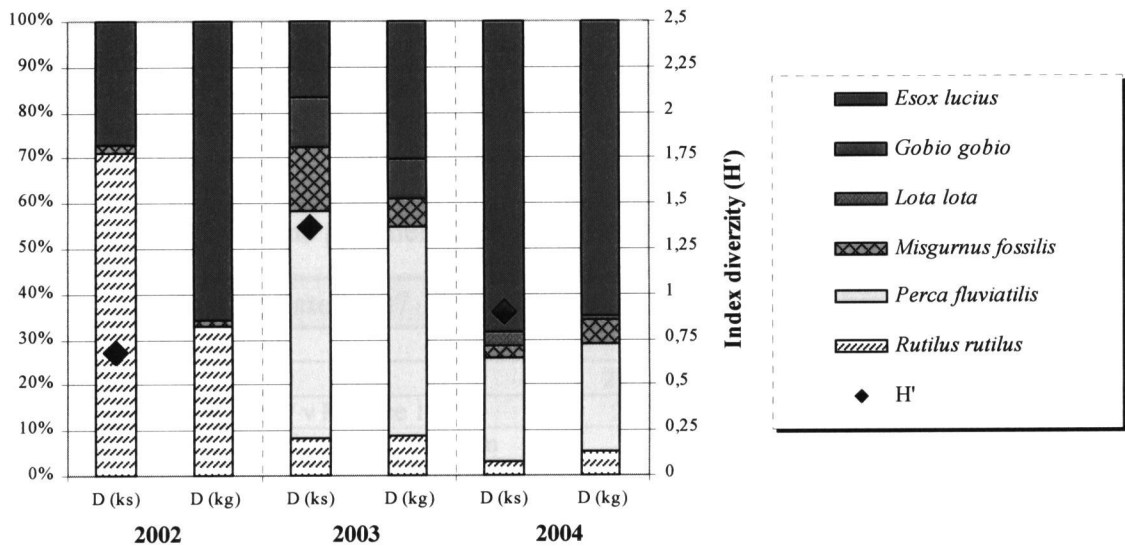
Tab. 38: Základní sledované parametry odlovného místa T196 v letech 2002 - 2004

Odlovné místo T196 - Nad jezem u Šulcova mlýna (ř. km 133,8)			
Geografické souřadnice GPS	N 48°51'36,9''; EO 14°54'00,0''		
Datum odlovu	22. 07. 2002	08. 08. 2003	09. 08. 2004
Teplota vody (°C) u hladiny / v hloubce 1 m	17,8 / 16,3	17,2 / 16,8	19,2 / 19,0
Obsah kyslíku (mg.l ⁻¹) u hladiny / v hloubce 1 m	1,3 / 0,5	5,7 / 4,1	4,43 / 4,37
pH	8,23	8,93	8,87
Konduktivita (μS.cm ⁻¹)	206,0	228,0	128,1
Plocha v době odlovu (m ²)	121	110	115
Objem v době odlovu (m ³)	163	132	147
Hloubka v době odlovu (m) maximální / průměrná	2,05 / 1,35	1,75 / 1,20	1,90 / 1,28
Index hloubky	0,659	0,686	0,674
Průtok v řece v době odlovu (m ³ .s ⁻¹) - odečet Pilař	1,550	0,284	0,748
Vodní sloupec v řece v době odlovu (m) - odečet Pilař	1,38	1,12	1,24
Napájení říční vodou (dny)	230	77	138
Břehový porost	0,5	0,5	0,5
Substrát dna (%)	štěrk	10	13
	písek	50	56
	detrit	40	31
Hladinový odečet (m)	1,05	1,35	1,20
Počet druhů ryb (ks)	3	5	5
Odhad abundance (ks/ha) / Odhad ichtyomasy (kg/ha)	3 967 / 41,98	3 273 / 54,55	3 043 / 88,96
Index diverzity (H')	0,6787	1,3706	0,9008
Index diverzity (Hs)	0,5755	0,3164	0,5249
Ekvitabilita (E)	0,1753	0,3825	0,2534
Koeficient F/C	0,52	0,74	0,28

Z přílohy č. 6d a z následujícího obr. 37 je zřejmé, že provedeným ichtyologickým průzkumem během 3 let byl v tomto odlovném místě prokázán výskyt celkem 6 druhů ryb. Z tab. 38 je zřejmé, že nejvyšší hodnota celkové abundance byla v roce 2002 (3 967 ks/ha) a celková biomasa byla nejvyšší v roce 2004 (88,96 kg/ha). Druhově nejpestřejší (5 druhů ryb) bylo toto odlovné místo v roce 2003 a 2004. Pouze 3 druhy (*Rutilus rutilus*, *Misgurnus fossilis* a *Esox lucius*) byly provedenými odlovy zaznamenány ve všech 3 letech. U eurytopního druhu *Esox lucius* byla nejvyšší abundance i biomasa zaznamenána až v roce 2004 a činila 2 087 ks/ha, respektive 57,826 kg/ha (jeho početní dominance dosahovala v tomto roce 68,57 % a hmotnostní dominance byla 65 %). Naopak u eurytopního druhu *Rutilus rutilus* byla nejvyšší hodnota abundance a biomasy zjištěna již v roce 2002 (70,83 % početní dominance, respektive 32,68 % hmotnostní dominance), jak je patrné z následujícího obr. 37. Jeho abundance v následujících letech klesala při zachování přibližně stejné biomasy. U limnofilního druhu *Misgurnus fossilis* byla nejvyšší hodnota abundance zaznamenána v roce 2003 (po proběhlé povodni ze srpna 2002) a činila 455 ks/ha. Jeho abundance v roce 2004 výrazně poklesla na 87 ks/ha, ale jeho biomasa v tomto roce vzrostla na 4,55 kg/ha oproti roku 2003 (3,27 kg/ha). Nejnižší biomasa (pouhých 0,58 kg/ha) byla u tohoto druhu v roce 2002. Pouze v roce 2003 byl v odlovech zaznamenán *Gobio gobio* (364 ks/ha; 4,82 kg/ha) a pouze v roce 2004 byl zaznamenán chráněný druh *Lota lota* (NL - III), jeho abundance činila 87 ks/ha a biomasa 0,78 kg/ha. Tento druh do odlovného místa nemigroval během jarní povodně v roce 2004. S povodní ze srpna 2002 se do odlovného místa dostal eurytopní druh *Perca fluviatilis*, jeho abundance v roce 2003 činila 1636 ks/ha a biomasa byla 25,091 kg/ha. V roce 2004 byl zjištěn výrazný úbytek v abundanci tohoto druhu a o 4 kg/ha se snížila i jeho biomasa. Nejvyšší hodnota indexu diverzity (H')

a ekvitabilita (E) byla nejvyšší v roce 2003 (1,3706, respektive 0,3825). Hodnota indexu diverzity (Hs) byla nejvyšší v roce 2002 (0,5755). Všechny 3 hodnoty koeficientu F/C svědčí o nevyvážené populaci s převahou dravých ryb.

Obr. 37: Přehled početní a hmotnostní dominance a indexu diverzity (H') zjištěných ryb v odlovném místě T196 pro roky 2002 - 2004



5.2.12. Odlovné místo T207: U Šulcova mlýna Markéta

Podle níže uvedených charakteristik bylo toto odlovné místo zařazeno (stejně jako odlovné místo T55 a T81) do plesiopotamonu. Při minimálních vodních stavech má protáhlý ledvinovitý tvar a od hlavního toku je vzdáleno 20 m východním směrem (nejkratší vzdušná vzdálenost) a od levobřežní terasy je vzdáleno 170 m západním směrem. Orientační poloha tohoto odlovného místa je znázorněna na obr. 5 na str. 50 v levobřežní části aluvia úseku č. 4. Skutečná vzdálenost odlovného místa od řeky po kanálu (depresi), který zajišťuje (při zvýšených vodních stavech) prvotní napájení říční vodou, byla změřena na 220 m. Toto odlovné místo bývá napájeno (přelito) říční vodou zpravidla dvakrát do roka, a to při vodních stavech nad 20 m³.s⁻¹ a 247 cm - profil Pilař. V roce 2002 se jednalo celkem o 4 přelítí s celkovou dobou trvání 38 dní. V roce 2003 celková doba trvání přelítí trvala pouhých 6 dní. Mimo období záplav je komunikace s okolními vodotečemi přerušena. Výška hladiny je závislá na průtoku v řece Lužnici. K sycení vodou dochází průsakem z hlavního toku. Toto odlovné místo není dotováno pramenitou vodou ani vývěry z terasy. Většina zjišťovaných chemických ukazatelů se mezi jednotlivými lety v době odlovu příliš nelišila (viz následující tab. 39), pouze konduktivita byla před povodní ze srpna roku 2002 výrazně vyšší, než v letech následujících. Po povodni došlo v roce 2003 ke snížení relativního zastoupení detritu na 30 % z původních 45 % v roce 2002, a zároveň došlo ke zvýšení relativního zastoupení písčité a šterkovité frakce substrátu dna. Podobně jako u odlovného místa T81 zde došlo při povodni ze srpna 2002 vířivému proudění vody, a to těsně za jižním agradačním valem. V důsledku toho byl odplaven bahnitý sediment a písčité i šterkovité frakce byla částečně přesunuta do severní části tohoto odlovného místa. Převážná většina usazenin byla vyplavena až do vzdálenějšího prostoru aluvia. Severní břeh byl snížen o v minulosti vytvořený agradační val. Vyplavení bahnitého sedimentu v jižní části odlovného místa, a zároveň usazení písčitého i šterkovitého sedimentu v severní části, nemělo vliv na výraznou změnu indexu hloubky v roce 2003 oproti roku 2002. Plocha odlovného místa v době odlovů pro jednotlivé roky se pohybovala v rozmezí 770 - 784 m² a objem v rozmezí 693 - 768 m³. Maximální plocha při vybřežení činila 1 030 m² a společně s maximální hloubkou při maximální ploše (2,58 m) je graficky znázorněna v příloze č. 4d. Břehy byly

převážně písčité a strmé. Mírně se svažující břehy v severní části odlovného místa byly porostlé submersní vegetací. Břehový porost byl tvořen vzrostlými duby v západní části tohoto odlovného místa. Ostatní břehový porost tvořila nekosená nivní louka. Na rozdíl od odlovného místa T81 došlo k výraznému rozšíření vodních rostlin až v roce 2003, které prorůstaly mělkým pelagiálem severní části odlovného místa. Tohoto stavu využily především fytofilní druhy a fytofilní druhy ryb, u kterých byl pozorován výrazný nárůst abundance v roce 2003. Na vytvořených písčitých a štěrkových nánosech se úspěšně vytřel *Gobio gobio* jako psamofilní druh. Vzhledem k velké ploše a hloubce odlovného místa bylo nutné při odlovech použít kromě elektrického agregátu i záťahovou síť. V následující tab. 39 jsou uvedeny základní sledované parametry týkající se odlovného místa T207 v jednotlivých letech 2002 - 2004.

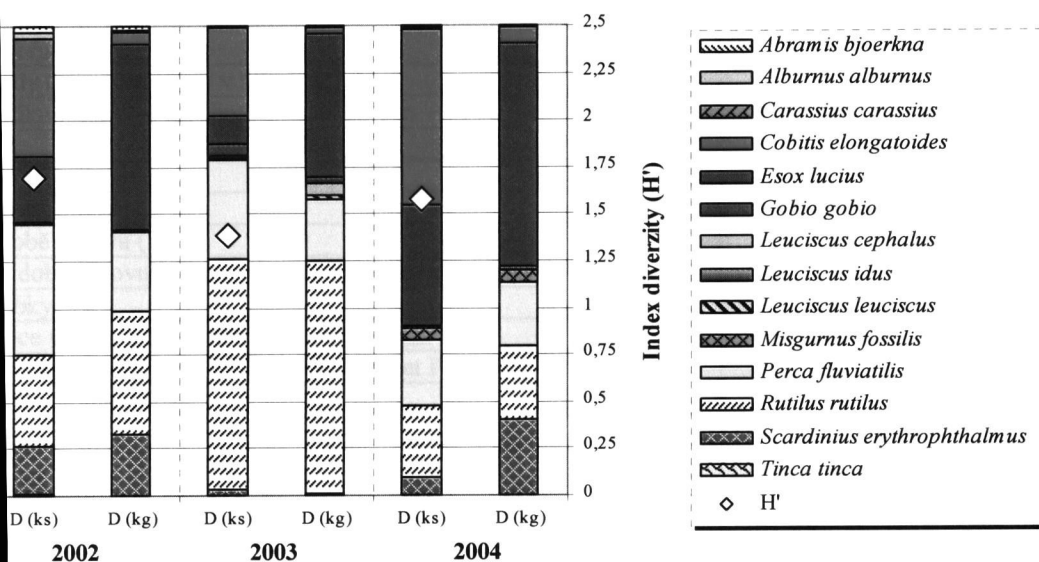
Tab. 39: Základní sledované parametry odlovného místa T207 v letech 2002 - 2004

Odlovné místo T207 - U Šulcova mlýna Markéta (ř. km 132,9)			
Geografické souřadnice GPS		N 48°51'52,7''; EO 14°53'37,4''	
Datum odlovu	22. 07. 2002	21. 08. 2003	12. 08. 2004
Teplota vody (°C) u hladiny / v hloubce 1 m	20,9 / 18,3	16,8 / 14,5	22,8 / 20,6
Obsah kyslíku (mg.l ⁻¹) u hladiny / v hloubce 1 m	5,4 / 4,6	6,2 / 5,3	6,5 / 5,42
pH	6,29	7,30	8,02
Konduktivita (µS.cm ⁻¹)	150,0	107,0	114,9
Plocha v době odlovu (m ²)	784	778	770
Objem v době odlovu (m ³)	768	739	693
Hloubka v době odlovu (m) maximální / průměrná	1,71 / 0,98	1,68 / 0,95	1,60 / 0,90
Index hloubky	0,573	0,566	0,563
Průtok v řece v době odlovu (m ³ .s ⁻¹) - odečet Pilař	1,550	1,153	0,511
Vodní sloupec v řece v době odlovu (m) - odečet Pilař	1,37	1,30	1,18
Napájení říční vodou (dny)	41	7	26
Břehový porost	0,5	0,5	0,5
Substrát dna (%)	štěrk	15	20
	písek	40	50
	detrit	45	30
Hladinový odečet (m)	0,87	0,90	0,98
Počet druhů ryb (ks)	9	10	9
Odhad abundance (ks/ha) / Odhad ichtyomasy (kg/ha)	2 028 / 89,02	11 016 / 211,29	2 598 / 65,20
Index diverzity (H')	1,7000	1,3861	1,5784
Index diverzity (Hs)	0,2076	0,3261	0,2489
Ekvitabilita (E)	0,3354	0,2052	0,2979
Koeficient F/C	1,01	1,68	1,09

Z přílohy č. 6d a z následujícího obr. 38 je zřejmé, že provedeným ichtyologickým průzkumem během 3 let byl v tomto odlovném místě prokázán výskyt celkem 14 druhů ryb. Z tab. 39 je zřejmé, že nejvyšší hodnota celkové abundance i celkové biomasy (11 016 ks/ha, respektive 211,29 kg/ha) byla v roce 2003. Nejnižší hodnota celkové abundance (2 028 ks/ha) byla v roce 2002, naproti tomu nejnižší celková biomasa (65,20 kg/ha) byla v roce 2004. Druhově nejpestřejší (10 druhů ryb) bylo toto odlovné místo v roce 2003. Ve všech 3 letech bylo zaznamenáno celkem 5 druhů (*Perca fluviatilis*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Cobitis elongatoides*, *Esox lucius* a *Rutilus rutilus*). U druhu *Esox lucius* byl (podobně jako u jiných odlovných míst v lentických vodách) zjištěn postupný nárůst abundance v jednotlivých letech a jeho biomasa byla nejvyšší v roce 2003. U silně ohroženého fytofilního druhu *Cobitis elongatoides* (NL - II) byla zjištěna nejvyšší abundance i biomasa v roce 2003 (2 044 ks/ha, respektive 3,05 kg/ha). V roce 2004 následně došlo k poklesu jeho abundance i biomasy. Podobný trend nárůstu a následného poklesu abundance i biomasy byl sledován u fytofilního druhu *Rutilus rutilus* a *Perca fluviatilis*. Početní a hmotnostní dominance činila v roce 2003 u *Rutilus rutilus* 49,36 %, respektive 49,4 % a u *Perca fluviatilis* 20,89 %,

13,04 %, jak je patrné z obr. 38. U druhu *Scardinius erythrophthalmus* došlo ke snižování jeho abundance, přičemž nejnižší biomasa byla zaznamenána v roce tento litoofilní druh měla povodeň ze srpna 2002 negativní vliv, neboť nejvyšších abundance i biomasy dosahoval v roce 2002 (204 ks/ha, respektive 11,48 kg/ha). mnofilního druhu *Tinca tinca* byl zaznamenán pouze v roce 2002 s početní tní dominancí nepřesahující 1 %. Naproti tomu v roce 2004 byl zjištěn výskyt o druhu *Leuciscus idus* (NL - III) a druhu *Carassius carassius* (jejich početní tní dominance rovněž nepřesahovala 1 %). Po proběhlé povodni z roku 2002 byl dlovcech pro rok 2003 zaznamenán výskyt reofilního druhu *Leuciscus cephalus* (početní dominance a 2,62 % hmotnostní dominance). Ohrožený druh *Misgurnus* (L - III) se do odlovného místa dostal rovněž až po povodni ze srpna 2002. V roce jeho početní i hmotnostní dominance nepřesahovala 0,3 % a v roce 2004 nepatrně činila 2,5 %. Druh *Alburnus alburnus* byl odlovem prokázán v roce 2002 a v roce o abundance v roce 2004 činila 50 % abundance z roku 2002 a biomasa klesla g/ha v roce 2002 (0,29 %) na pouhých 0,026 kg/ha v roce 2004 (0,04 %). Druh *Abramis bjoerkna* byl odlovy prokázán v letech 2002 a 2003, přičemž jeho abundance byla v roce 2003 vyšší. Nejvyšší hodnota indexu diverzity (H') a ekvitabilita (E) vyšší v roce 2002 (1,7000, respektive 0,3354). Hodnota indexu diverzity (H_s) byla v roce 2003 (0,3261), což způsobila početní dominance *Rutilus rutilus*. Hodnota u F/C ve všech 3 letech svědčí o nevyvážené populaci s převahou dravých druhů

Přehled početní a hmotnostní dominance a indexu diverzity (H') zjištěných ryb m místě T207 pro roky 2002 - 2004

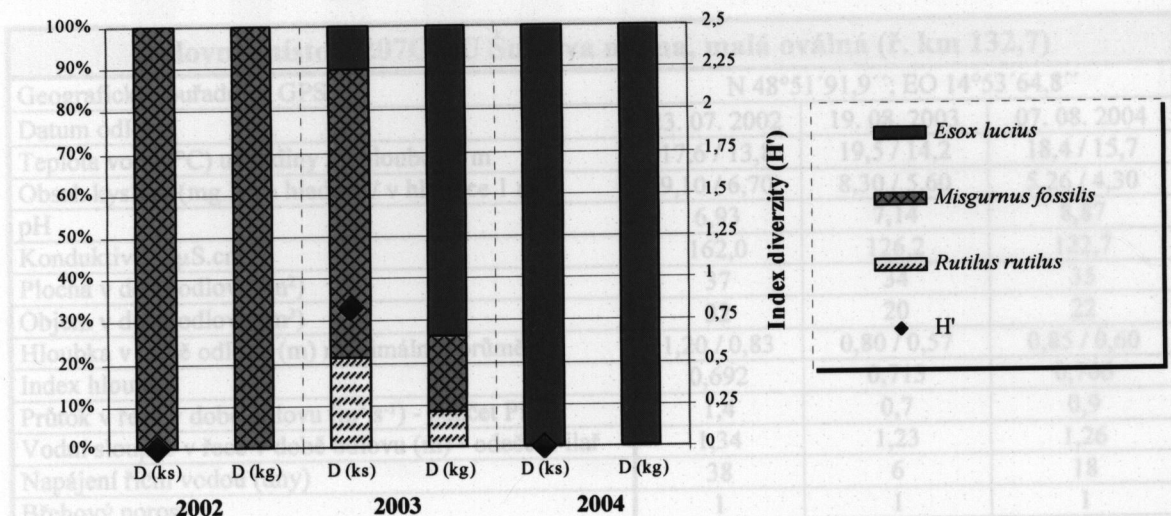


Odlovné místo T207B: U Šulcova mlýna, zastíněná

e níže uvedených charakteristik bylo toto odlovné místo zařazeno tamonu. Při nízkých vodních stavech (do $1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ a 128 cm - profil Pilař) se jedná oválné tůň, které jsou od sebe odděleny přibližně 6 m širokým valem. Orientační toto odlovného místa je znázorněna na obr. 5 na str. 50 a leží v levobřežní části tu č. 4. Toto odlovné místo je od hlavního toku vzdáleno 86 m (nejkratší vzdušná o východním směrem. Od terasy je vzdáleno 100 m západním směrem. Skutečná o odlovného místa od řeky po kanálu (depresi) byla změřena na 197 m. Toto ísto bývá napájeno (přelito) říční vodou zpravidla pouze při jednoletých vodách vodních stavech (nad $20 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ a 247 cm - profil Pilař). Celkový počet dní, kdy

(NL - III) byl zaznamenán v úlovcích pouze pro roky 2002 a 2003, kde jeho abundance i ichthyomasa vzrostla z 441 na 2 031 ks/ha, respektive z 3,38 na 6,1 kg/ha. Avšak v roce 2004 již nebyl tento druh zjištěn. Podobně jako u předešlých tůňích se i zde po povodni v úlovcích objevil druh *Esox lucius*, u kterého byl v roce 2004 rovněž zjištěn výrazný nárůst abundance (z 313 na 4 769 ks/ha) i ichthyomasy (z 24,69 na 80,15 kg/ha). Druh *Rutilus rutilus* byl odlovem prokázán pouze v roce 2003, a to s abundancí 625 ks/ha a biomasou 2,81 kg/ha. Jak je vidět z obr.39 predační tlak *Esox lucius* byl natolik silný, že v úlovku pro rok 2004 dosáhl 100 % hodnoty jak pro početní, tak i pro hmotnostní dominanci. Hodnoty indexu diverzity (H') a ekvitability (E) byly nejvyšší v roce 2003.

Obr. 39: Přehled početní a hmotnostní dominance a indexu diverzity (H') zjištěných ryb v odlovném místě T207B pro roky 2002 - 2004



5.2.14. Odlovné místo T207C: U Šulcova mlýna, malá oválná

Podle níže uvedených charakteristik bylo toto odlovné místo zařazeno do plesiopotamonu, má kruhovitý tvar a leží v blízkosti hlavního toku, od kterého je vzdáleno 20 m východním směrem (nejkratší vzdušná vzdálenost) a od levobřežní terasy je vzdáleno 170 m západním směrem. Orientační poloha tohoto odlovného místa je znázorněna na obr. 5 na str. 50 v levobřežní části aluvia úseku č. 4. Toto odlovné místo je ukázkou přírodních procesů, kdy za solitérním keřem v aluviu, došlo při povodni v minulých letech ke kruhovému proudění vody a doslova k vymletí deprese, která se při dalších povodních stále prohlubovala. Břehové valy zde nejsou patrné. Přesto, že je toto odlovné místo v těsné blízkosti hlavního toku, byla skutečná vzdálenost odlovného místa od řeky po kanálu (depresi) změřena na 220 m. Důvodem je agradační val řeky, který je zde natolik vysoký, že v počáteční fázi povodně je toto odlovné místo napájeno nejdříve z postranního kanálu. Toto odlovné místo bývá napájeno (přelito) říční vodou zpravidla dvakrát do roka, a to při vodních stavech nad $20 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ a 247 cm - profil Pilař. V roce 2002 se jednalo celkem o 5 přelití s celkovou dobou trvání 38 dní. Mimo období záplav je komunikace s okolními vodotečemi přerušena. Výška hladiny je úzce závislá na průtoku vody a výšce vodního sloupce v hlavním toku (průsak vody). Poměrně vysoké hodnoty obsahu kyslíku uváděné v následující tab. 41 oproti jiným odlovným místům byly zkresleny fotosyntetickou činností vodních rostlin, které pokrývaly celé dno a prorůstaly celým vodním sloupcem. Pro ověření tohoto tvrzení bylo provedeno i měření před úsvitem, kdy byly zjištěny vysoké deficity kyslíku. Oproti roku 2002 pokleslo v roce 2003 relativní zastoupení detritu na 41 % z 50 % a vzrostlo relativní zastoupení písčité a šterkovité frakce substrátu dna. Plocha odlovného místa v době odlovů v jednotlivých letech se pohybovala v rozmezí $34 - 37 \text{ m}^2$ a objem v rozmezí $20 - 32 \text{ m}^3$.

Maximální plocha při vyběžení činila 200 m² a společně s maximální hloubkou při maximální ploše (2 m) je graficky znázorněna v příloze č. 4d. Index hloubky byl během sledovaných let vyrovnán. Břehy byly převážně hlinitopísčité a strmé. Hustá vegetace vodních rostlin zde byla (v roce 2002) spíše limitujícím prvkem pro výskyt ryb, než aby měla pozitivní vliv a tvořila vhodné úkryty pro ryby. Rovněž stěžovala účinnost odlovu, ale při průměrné ploše 35 m² to nezpůsobovalo výrazné problémy. Během srpnové povodně v roce 2002 došlo k odplavení bahnitého sedimentu společně s vodními rostlinami. V roce 2003 byla pokryvnost těchto rostlin nejnižší a v roce 2004 opět dosahovala pokryvnosti shodné pro rok 2002. V tab. 41 jsou uvedeny základní sledované parametry týkající se odlovného místa T207C v jednotlivých letech 2002 - 2004.

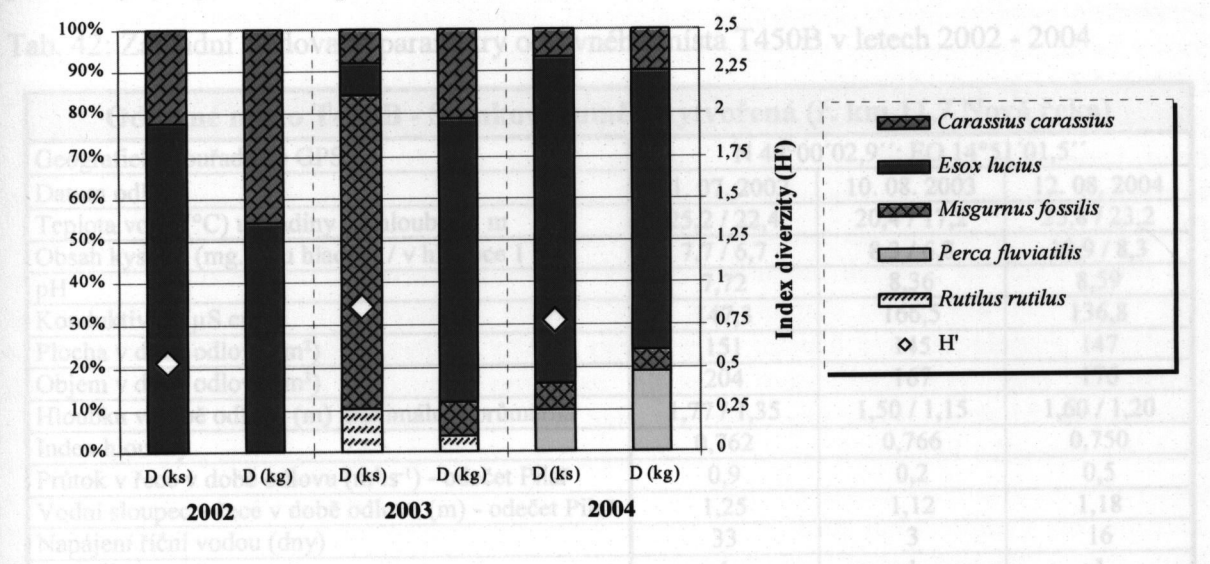
Tab. 41: Základní sledované parametry odlovného místa T207C v letech 2002 - 2004

Odlovné místo T207C - U Šulcova mlýna, malá oválná (ř. km 132,7)				
Geografické souřadnice GPS	N 48°51'91,9''; EO 14°53'64,8''			
Datum odlovu	23. 07. 2002	19. 08. 2003	07. 08. 2004	
Teplota vody (°C) u hladiny / v hloubce 1 m	17,6 / 13,8	19,5 / 14,2	18,4 / 15,7	
Obsah kyslíku (mg.l ⁻¹) u hladiny / v hloubce 1 m	9,10 / 6,70	8,30 / 5,60	5,26 / 4,30	
pH	6,93	7,14	8,87	
Konduktivita (μS.cm ⁻¹)	162,0	126,2	122,7	
Plocha v době odlovu (m ²)	37	34	35	
Objem v době odlovu (m ³)	32	20	22	
Hloubka v době odlovu (m) maximální / průměrná	1,20 / 0,83	0,80 / 0,57	0,85 / 0,60	
Index hloubky	0,692	0,713	0,706	
Průtok v řece v době odlovu (m ³ .s ⁻¹) - odečet Pilar	1,4	0,7	0,9	
Vodní sloupec v řece v době odlovu (m) - odečet Pilar	1,34	1,23	1,26	
Napájení říční vodou (dny)	38	6	18	
Břehový porost	1	1	1	
Substrát dna (%)	štěrk	3	9	9
	písek	47	50	49
	detrit	50	41	42
Hladinový odečet (m)	0,80	1,20	1,15	
Počet druhů ryb (ks)	2	4	4	
Odhad abundance (ks/ha) / Odhad ichtyomasy (kg/ha)	2 433 / 80,00	11 176 / 185,44	8 857 / 267,14	
Index diverzity (H')	0,5297	0,8629	0,7778	
Index diverzity (Hs)	0,6543	0,5665	0,6171	
Ekvitabilita (E)	0,2411	0,2372	0,2265	
Koeficient F/C	0,85	0,49	0,51	

Podle výše uvedených charakteristik bylo toto odlovné místo zařazeno do plesiopotamonu. Z přílohy č. 6e a z následujícího obr. 40 je zřejmé, že provedeným ichtyologickým průzkumem během 3 let byl v tomto odlovném místě prokázán výskyt celkem 5 druhů ryb (*Carassius carassius*, *Esox lucius*, *Misgurnus fossilis*, *Perca fluviatilis* a *Rutilus rutilus*). Z tab. 41 je zřejmé, že v roce 2003 byla nejvyšší hodnota celkové abundance (11 176 ks/ha), ale nejvyšší hodnota celkové biomasy (267,14 kg/ha) byla až v roce 2004. Pouze 2 druhy (*Esox lucius* a *Carassius carassius*) byly zaznamenány ve všech 3 odlovech. Abundance a ichtyomasa *Carassius carassius* byla téměř neměnná, pouze v roce 2003 vzrostla z 541 ks/ha pro rok 2002 na 882 ks/ha, respektive z 36,76 kg/ha na 39,71 kg/ha. V roce 2004 byl pozorován pokles jeho biomasy na hodnotu 26,29 kg/ha. Z následujícího obr. 40 je vidět postupné snižování jeho početní, tak i hmotnostní dominance během 3 let pozorování. Abundance *Esox lucius* byla v roce 2003 nejnižší, proti roku 2002 klesla z 1 892 ks/ha na 882 ks/ha, aby v roce 2004 výrazně vzrostla na 6 857 ks/ha. Ichtymasa se postupně zvyšovala až na hodnotu 176,86 kg/ha. Chráněný druh *Misgurnus fossilis* byl v hojném počtu (početní dominance byla 73,7 %) zaznamenán až v roce 2003 (jak dokládá následující obr. 40), avšak pouze v 1 věkové třídě. V roce 2004 jeho abundance i ichtyomasa

klesla z 8 235 ks/ha na 571 ks/ha, respektive z 14,85 kg/ha na 13,14 kg/ha. Výskyt *Rutilus rutilus* byl zaznamenán pouze v roce 2003 s abundancí 1 177 ks/ha a biomasou 6,77 kg/ha. Druh *Perca fluviatilis* byl odlovem zjištěn pouze v roce 2004. Do odlovného místa se mohl dostat do konce června roku 2004 při trojím přelití odlovného místa T207C říční vodou. Hodnota indexu diverzity (H') byla nejvyšší v roce 2003 (0,8629). Ekvitabilita (E) byla nejvyšší v roce 2002 (0,2411) společně s hodnotou indexu diverzity (H_s) 0,6543. Podle koeficientu F/C se ve všech 3 letech jedná o nevyvážené populaci s převahou dravých druhů ryb.

Obr. 40: Přehled početní a hmotnostní dominance a indexu diverzity (H') zjištěných ryb v odlovném místě T207C pro roky 2002 - 2004



5.2.15. Odlovné místo T450B: Slunková, uměle vytvořená

Jedná se o v minulosti uměle vytvořenou tůň. Do souboru byla zahrnutá, protože jako jediná z uměle vytvořených tůní či menších rybníků není rybářsky obhospodařována (dle tvrzení hospodáře). Podle níže uvedených výsledků však vyvstává otázka, zda v roce 2004 nedošlo k umělému vysazení druhu *Esox lucius*, který predacním tlakem úplně eliminoval výskyt do té doby vysoce eudominantních druhů *Pseudorasbora parva*, *Alburnus alburnus* a podle IUCN i obecně ohrožený v kategorii ohrožený druh *Leucaspis delineatus* (III - EN). Podle níže uvedených charakteristik bylo toto odlovné místo zařazeno do plesiopotamonu (stejně jako odlovné místo T55, T81 a T207). Své umělé vytvoření toto odlovné místo nezapře. Jedná se v podstatě o obdélníkovou depresi v nivě Nové řeky, která má 3 výrazná hloubková patra (všechny obdélníkovitého nebo čtvercovitého tvaru). Při minimálních vodních stavech se jedná pouze o 2 hloubková patra. Od hlavního toku je vzdáleno 45 m východním směrem (nejkratší vzdušná vzdálenost) a od levobřežní uměle vytvořené hráze (Novořecká hráz) oddělující Starou a Novou řeku je vzdáleno 70 m západním směrem. Orientační poloha tohoto odlovného místa je znázorněna na obr. 5 na str. 50 v levobřežní části aluvia úseku č. 7. Toto odlovné místo nemá žádný uměle vytvořený či přírodní kanál, který by zajišťoval (při zvýšených vodních stavech) prvotní napájení říční vodou. K tomuto přelití docházelo přímo po přelití gradačního valu Nové řeky, tedy vzdálenost byla shodná se vzdušnou vzdáleností od řeky. Díky regulacím průtoku na rozvodí mezi Starou a Novou řekou bývá toto odlovné místo přelito říční vodou zpravidla dvakrát do roka. V roce 2002 se však jednalo celkem o 4 přelití s celkovou dobou trvání 33 dní. Výška hladiny je závislá na průtoku v Nové řece. K sycení vodou dochází pouze průsakem z hlavního toku. Podle zjišťované teploty vody se toto odlovné místo řadilo k nejteplejším. Hodnota konduktivity během sledovaných let postupně klesala. Povodeň ze srpna 2002

neměla výrazný vliv na relativní zastoupení jednotlivých frakcí substrátu dna (viz tab. 42). Došlo pouze k částečnému odplavení jemného bahnitého sedimentu a detritu, který zde v roce 2004 opětovně sedimentoval. Plocha odlovného místa v době odlovů pro jednotlivé roky se pohybovala v rozmezí 145 - 151 m² a objem v rozmezí 167 - 244 m³. Maximální plocha při vybrežení činila 324 m² a společně s maximální hloubkou při maximální ploše (2,45 m) je graficky znázorněna v příloze č. 4d. Břehy byly převážně hlinitopísčité a strmé. Břehový porost byl tvořen nekosenou nivní loukou. Mělčí západní část odlovného místa prorůstala vodními rostlinami. Úkryty zde ryby vyhledávaly zejména v litorálu mezi submersními rostlinami. Vzhledem k velké ploše a hloubce odlovného místa bylo nutné při odlovech použít kromě elektrického agregátu i záťahovou síť. V tab. 42 jsou uvedeny základní sledované parametry týkající se odlovného místa T450B v jednotlivých letech 2002 - 2004.

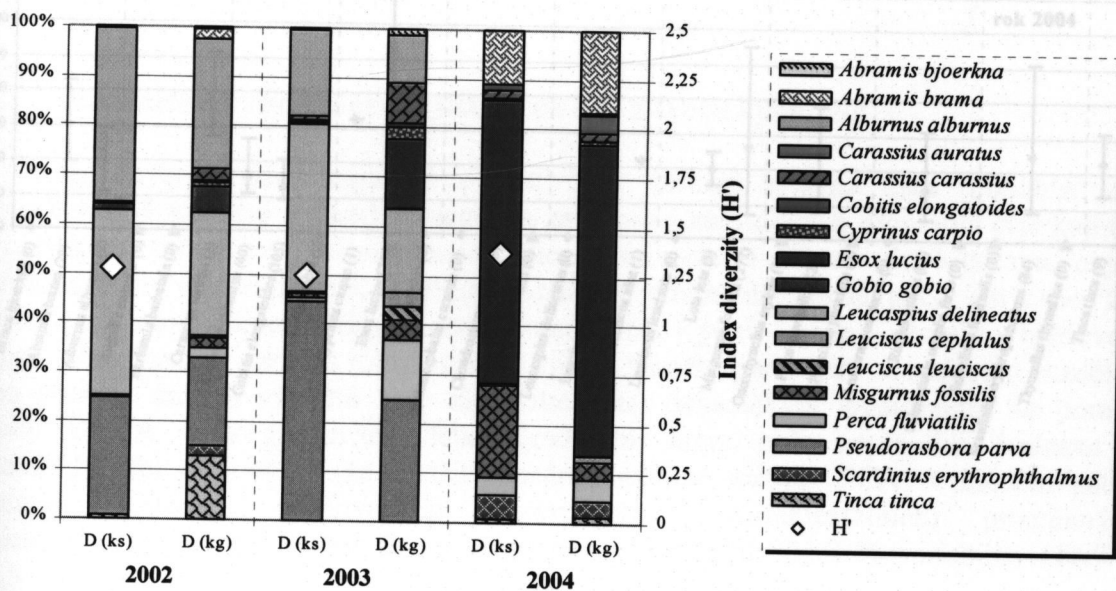
Tab. 42: Základní sledované parametry odlovného místa T450B v letech 2002 - 2004

Odlovné místo T450B - Slunková, uměle vytvořená (ř. km 11,7 Nová řeka)			
Geografické souřadnice GPS		N 49°00'02,9''; EO 14°51'01,5''	
Datum odlovu		31. 07. 2002	10. 08. 2003
Teplota vody (°C) u hladiny / v hloubce 1 m		25,2 / 22,4	20,4 / 17,2
Obsah kyslíku (mg.l ⁻¹) u hladiny / v hloubce 1 m		7,7 / 6,7	8,3 / 6,8
pH		7,72	8,36
Konduktivita (µS.cm ⁻¹)		147,3	166,5
Plocha v době odlovu (m ²)		151	145
Objem v době odlovu (m ³)		204	167
Hloubka v době odlovu (m) maximální / průměrná		1,77 / 1,35	1,50 / 1,15
Index hloubky		0,762	0,766
Průtok v řece v době odlovu (m ³ .s ⁻¹) - odečet Pilař		0,9	0,2
Vodní sloupec v řece v době odlovu (m) - odečet Pilař		1,25	1,12
Napájení říční vodou (dny)		33	3
Břehový porost		1	1
Substrát dna (%)	štěrk	3	5
	písek	37	40
	detrit	60	55
Hladinový odečet (m)		0,68	0,95
Počet druhů ryb (ks)		14	12
Odhad abundance (ks/ha) / Odhad ichtyomasy (kg/ha)		214 503 / 574,50	168 966 / 602,41
Index diverzity (H')		1,2714	1,2429
Index diverzity (Hs)		0,3197	0,3447
Ekvitabilita (E)		0,1573	0,1593
Koeficient F/C		41,52	2,91

Z přílohy č. 6e a z následujícího obr. 41 je zřejmé, že provedeným ichtyologickým průzkumem během 3 let byl v tomto odlovném místě prokázán výskyt celkem 17 druhů ryb. To je nejvíce ze všech 15 sledovaných odlovných míst v lentických vodách aluvia řeky Lužnice Z tab. 42 je zřejmé, že nejvyšší hodnota celkové abundance Byla zaznamenána v odlovu proběhlém těsně před katastrofální povodní ze srpna 2002 a její hodnota byla 214 503 ks/ha. V roce 2003 celková abundance klesla na hodnotu 168 966 ks/ha a v roce 2004 činila pouze 18 367 ks/ha. Naproti tomu celková biomasa během let rostla a nejvyšší byla právě v roce 2004 (1 021,29 kg/ha). Druhově nejpestřejší (14 druhů ryb) bylo toto odlovné místo v roce 2002. Ve všech 3 letech bylo zaznamenán výskyt pouze u 6 druhů (*Leuciscus cephalus*, *Cyprinus carpio*, *Carassius carassius*, *Perca fluviatilis*, *Alburnus alburnus* a *Misgurnus fossilis*). U většiny těchto druhů byla nejvyšší abundance i biomasa zjištěna v roce 2003, tedy po katastrofální povodni ze srpna roku 2002. U eurytopního druhu *Alburnus alburnus* byl během sledovaných let vyzorován postupný pokles jeho abundance i biomasy (viz níže popsany predanční tlak *Esox lucius*). Naproti tomu u ohroženého druhu *Misgurnus fossilis* (NL - III) byl během sledovaných let vyzorován postupný nárůst jeho abundance (z 795 ks/ha, na 1517 ks/ha a v roce 2004 na 3401 ks/ha) i biomasy (z 11,33 kg/ha,

na 23,93 kg/ha a v roce 2004 na 3864 kg/ha). Limnofilní druhy *Abramis brama*, *Tinca tinca* a *Scardinius erythrophthalmus* byly odlovem prokázány pouze v letech 2002 a 2004. Oproti roku 2002 dosahovaly druhy *Abramis brama* a *Scardinius erythrophthalmus* v roce 2004 vyšších hodnot abundance a biomasy. Naproti tomu u druhu *Tinca tinca* byla hodnota abundance (136 ks/ha) i biomasy (12,245 kg/ha) v roce 2004 výrazně nižší než hodnoty zjištěné v roce 2002 (1 391 ks/ha, respektive 73,71 kg/ha). Eurytopní druhy *Abramis bjoerkna*, *Pseudorasbora parva* a silně ohrožený *Cobitis elongatoides* (NL - II) byly odlovy prokázány pouze v letech 2002 a 2003, přičemž jejich abundance i biomasa byla v roce 2003 výrazně vyšší než hodnoty zjištěné v roce 2002. Naproti tomu hodnota abundance i biomasy u limnofilního druhu *Leucaspisus delineatus* (odlovy prokázáno rovněž pouze v letech 2002 a 2003) byla v roce 2002 vyšší (80 066 ks/ha, respektive 144,11 kg/ha) než v roce 2003 (57 241 ks/ha, respektive 103,03 kg/ha). Na velice zajímavém vývoji celkové abundance i biomasy měl největší vliv eurytopní druh *Esox lucius*, který byl odlovem prokázán až v roce 2003 s abundancí pouhých 483 ks/ha (0,29 %) a s biomasou 84,14 kg/ha (13,97 %). Jeho abundance i biomasa následně (v roce 2004) vzrostla na hodnotu 10 544 ks/ha (57,41 %), respektive 643,74 kg/ha (63,03 %), jak je patrné i z obr. 41. Při této abundanci svým predáčním tlakem na *Pseudorasbora parva*, *Alburnus alburnus* a *Leucaspisus delineatus* způsobil úplné vymizení *Pseudorasbora parva* a *Leucaspisus delineatus* a výrazně snížil abundanci i biomasu u *Alburnus alburnus*. Výše uvedenému dohadu, že *Esox lucius* byl do odlovného místa T450 vysazen, nasvědčuje i jeho rozpětí délek těla 113 - 297 mm s průměrem 181 mm, kde převážná většina odlovených jedinců byla dvouletých. Eurytopní druh *Gobio gobio* byl odlovem prokázán pouze v roce 2002, byť jeho abundance (3 113 Ks/ha) i biomasa (30,60 kg/ha) zde byly výrazně nejvyšší ze všech 15 sledovaných odlovných míst. Pouze v roce 2003 (tedy po povodni ze srpna 2002) byl odlovem prokázán reofilní druh *Leuciscus leuciscus*. Exotický, eurytopní druh *Carassius auratus* se do odlovného místa dostal až při jarní povodni v roce 2004, neboť do té doby nebyl odlovy zaznamenán. Nejvyšší hodnota indexu diverzity (H') a ekvitabilita (E) byla nejvyšší v roce 2004 (1,3652, respektive 0,2439). Hodnota indexu diverzity (H_s) byla rovněž nejvyšší v roce 2004 (0,3796), což způsobila početní dominance *Esox lucius*. Hodnota koeficientu F/C byla mezi jednotlivými roky výrazně odlišná. Hodnota 41,52 vypočtená pro rok 2002 svědčí o silně nevyvážené populaci s převahou nedravých druhů ryb a naopak hodnoty pro rok 2003 (2,91) a zejména pak pro rok 2004 (0,54) svědčí rovněž o nevyvážené populaci, ale s převahou dravých druhů ryb.

Obr. 41: Přehled početní a hmotnostní dominance a indexu diverzity (H') zjištěných ryb v odlovném místě T450B pro roky 2002 - 2004

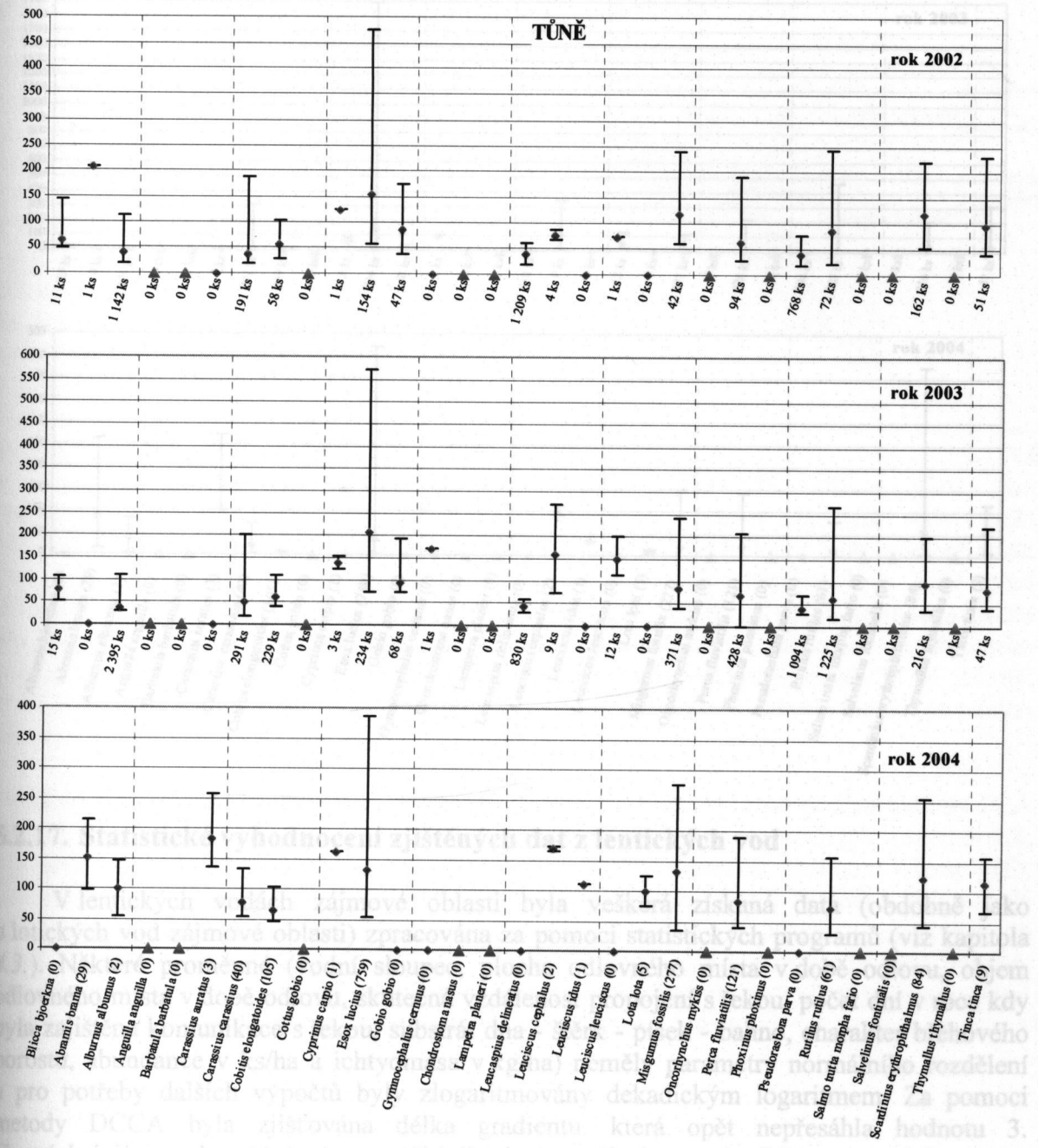


5.2.16. Velikostní a hmotnostní rozpětí ryb v lentických vodách

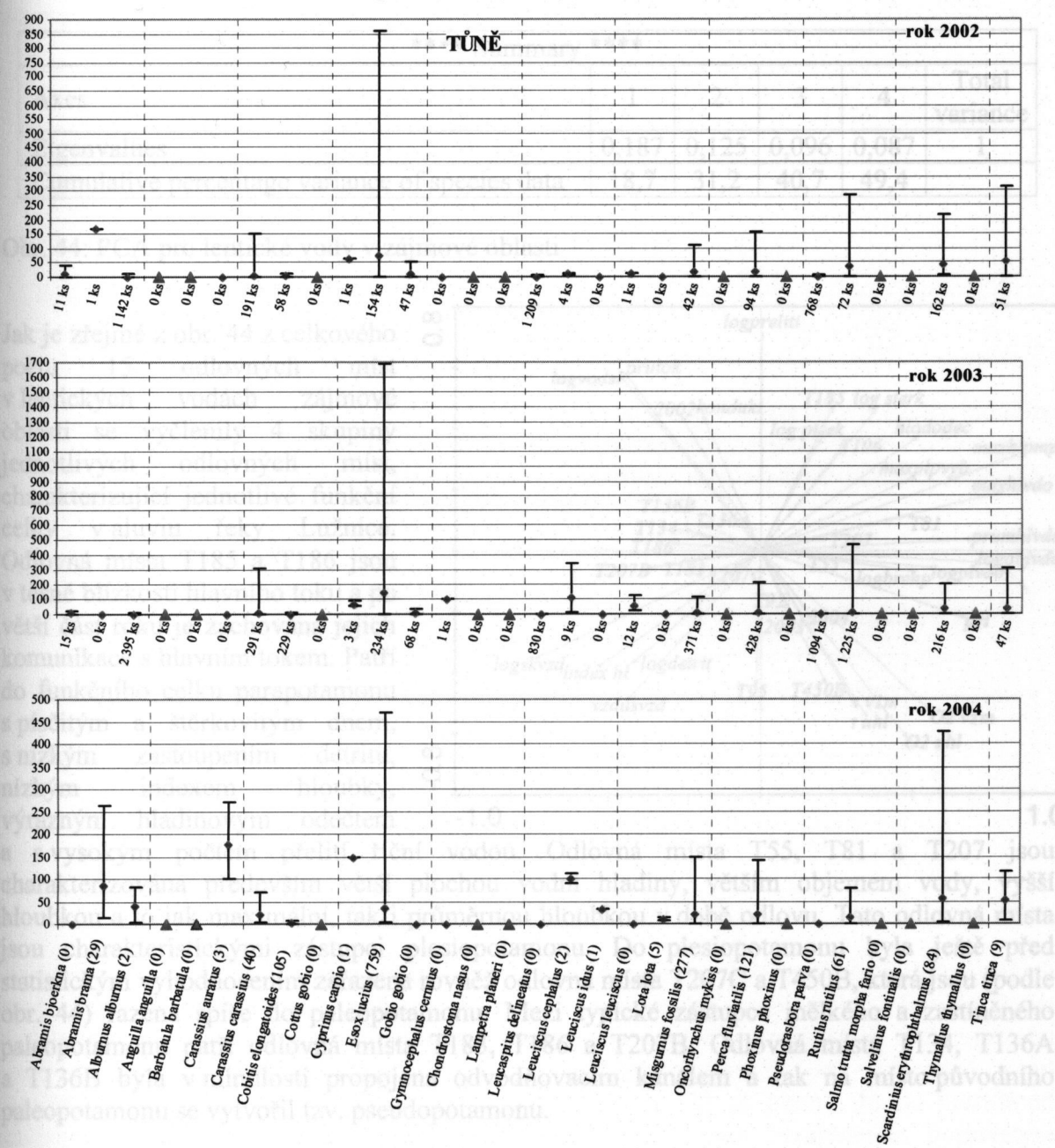
Z obr. 42 je mimojiné patrné, že v roce 2003 měli odlovení jedinci druhu *Misgurnus fossilis* nejkratší průměrnou délku těla ze všech 3 odlovů a i hmotnostní rozpětí bylo u tohoto druhu nejužší s nejnižší průměrnou hmotností (viz následující obr. 43). Dále je patrné, že největší délkové rozpětí (tedy zastoupení více věkových tříd) bylo u tohoto druhu v roce 2004.

Nejvyšší délkové i hmotnostní rozpětí bylo pozorováno u druhu *Esox lucius*. Nejvyšší průměrná délka těla i průměrná hmotnost byla u tohoto druhu zjištěna v roce 2003. Toto zjištění je srovnatelné s odlovy v lotických vodách.

Obr. 42: Přehled velikostního rozpětí ryb odlovených v lentických vodách v letech 2002 - 2004



Obr. 43: Přehled hmotnostního rozpětí ryb odlovených v lentických vodách v letech 2002 - 2004



5.2.17. Statistické vyhodnocení zjištěných dat z lentických vod

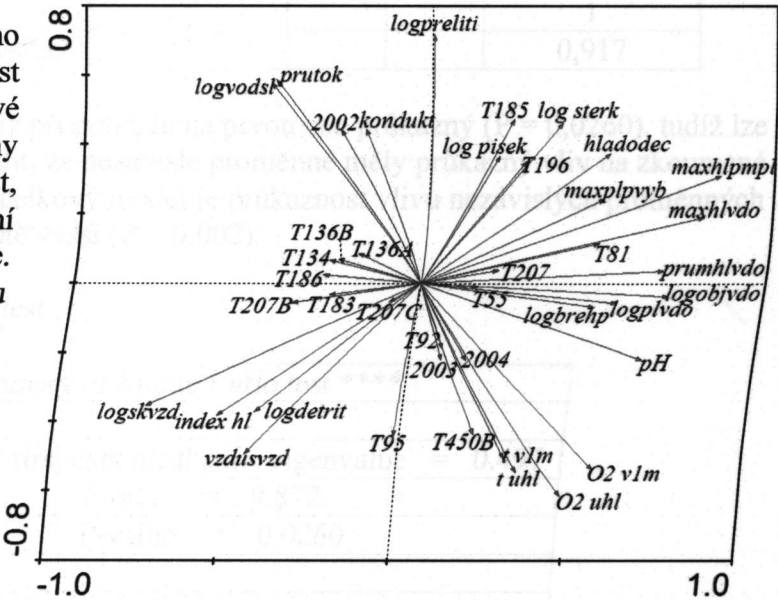
V lentických vodách zájmové oblasti byla veškerá získaná data (obdobně jako u lotických vod zájmové oblasti) zpracována za pomoci statistických programů (viz kapitola 4.3.). Některé proměnné (vodní sloupec, plocha odlovného místa v době odlovu, objem odlovného místa v době odlovu, skutečná vzdálenost propojení s řekou, počet dní v roce kdy byla zajištěna komunikace s řekou, substrát dna - štěrk - písek - bahno, charakter břehového porostu, abundance v ks/ha a ichtyomasa v kg/ha) neměly parametry normálního rozdělení a pro potřeby dalších výpočtů byly zlogaritmovány dekadickým logaritmem. Za pomoci metody DCCA byla zjišťována délka gradientu, která opět nepřesáhla hodnotu 3. Na následujícím obr. 44 je (za použití lineární nepřímé metody PCA) v modelu patrné vzájemné postavení zjišťovaných nezávislých (environmentálních) proměnných. Z následující tab. 43 lze vyčíst že první dvě osy vysvětlovaly 31,2 % variability (18,7 % a 12,5 %).

Tab. 43: PCA - Summary pro lentické vody v zájmové oblasti

**** Summary ****					
Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0,187	0,125	0,096	0,087	1
Cumulative percentage variance of species data	18,7	31,2	40,7	49,4	

Obr. 44: PCA pro lentické vody v zájmové oblasti

Jak je zřejmé z obr. 44 z celkového počtu 15 odlovných míst v lentických vodách zájmové oblasti se vyčlenily 4 skupiny jednotlivých odlovných míst, charakterizující jednotlivé funkční celky v aluvii řeky Lužnice. Odlovná místa T185 a T186 jsou v těsné blízkosti hlavního toku a po větší část roku je zachována jejich komunikace s hlavním tokem. Patří do funkčního celku parapotamonu písčitém a šterkovitým dnem, nízkým zastoupením detritu, nízkým indexem hloubky, nízkým hladinovým odečtem a vysokým počtem přelití říční vodou. Odlovná místa T55, T81 a T207 jsou charakterizována především větší plochou vodní hladiny, větším objemem vody, vyšší hloubkou a to jak maximální, tak i průměrnou hloubkou v době odlovu. Tato odlovná místa jsou charakteristickými zástupci plesiopotamonu. Do plesiopotamonu byla ještě před statistickým vyhodnocením zařazena rovněž odlovná místa T207C a T450B, která jsou (podle obr. 44) řazena spíše do paleopotamonu. Mezi typické zástupce mělkého a zastíněného paleopotamonu patří odlovná místa T183, T186 a T207B. Odlovná místa T134, T136A a T136B byla v minulosti propojena odvodňovacím kanálem a tak na místo původního paleopotamonu se vytvořil tzv. pseudopotamonu.



Podobně jako u vyhodnocení lotických vod v zájmové oblasti bylo po použití metody PCA doplněno k přímé statistice, a to přidáním měřených závislých proměnných: počet druhů, abundance (logks/ha), log biomasy (logkg/ha), index diverzity Shannon Wiener (H'), index diverzity Simpson Yules (Hs), ekvitabilita (E) a koeficient (F/C). Metodou DCCA byla stanovena délka gradientu, která nepřesáhla hodnotu 3, což vedlo k užití lineární metody s promítnutím závislých proměnných. Z následující tab. 44 je vidět, že první dvě osy vysvětlily 74,9 % variability závislých proměnných (49,7 % a 25,2 %). Nezávislými proměnnými bylo vysvětleno 4,5 % na první ose a 6,8 % na ose druhé.

Tab. 44: RDA - Summary pro lentické vody v zájmové oblasti při použití závislých proměnných: poc. druhu, logks/ha, logkg/ha, H', Hs, E a F/C

**** Summary ****					
Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0,497	0,252	0,105	0,041	1
Species-environment correlations	0,963	0,964	0,961	0,909	
Cumulative percentage variance of species data	49,7	74,9	85,4	89,5	
of species-environment relation	54,2	81,7	93,2	97,6	
Sum of all eigenvalues					1
Sum of all canonical eigenvalues					0,917

Jak je patrné z tab. 45, model je již při pohledu na prvou osu průkazný ($P = 0,0260$), tudíž lze zamítnout nulovou hypotézu a tvrdit, že nezávislé proměnné měly průkazný vliv na zkoumané závislé proměnné. Při pohledu na celkový model je průkaznost vlivu nezávislých proměnných na zkoumané závislé proměnné ještě vyšší ($P = 0,002$).

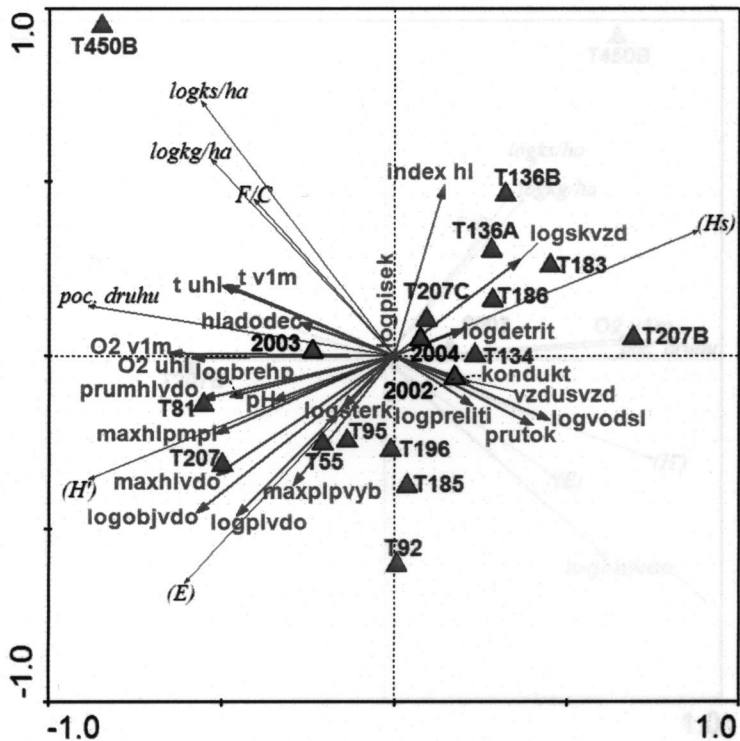
Tab. 45: Summary of Monte Carlo test

**** Summary of Monte Carlo test ****	
Test of significance of first canonical axis: eigenvalue = 0.497	
F-ratio	= 9.872
P-value	= 0.0260
Test of significance of all canonical axes : Trace = 0.917	
F-ratio	= 3.356
P-value	= 0.0020

Na následujícím obr. 45 je (za použití metody RDA) zobrazeno vzájemné postavení závislých proměnných (modrá šipka, černý text kurzivou), nezávislých proměnných (červená šipka a červený text) a nezávislých pevných proměnných (červený trojúhelník s ohrazením modrým pro jednotlivá odlovná místa a s ohrazením černým pro jednotlivé roky) v lotických vodách zájmové oblasti. Z následujícího obr. 45 je patrné, že po promítnutí závislých proměnných do metody RDA došlo k posunu mezi vzájemným postavením nezávislých proměnných oproti zobrazení metodou PCA. Výrazně se odlišuje odlovné místo T450B (tedy uměle vytvořená tůň), a to zejména celkovou abundancí (logks/ha) a celkovou biomasou (logkg/ha). Rovněž koeficient F/C byl v tomto odlovném místě zcela odlišný od ostatních sledovaných odlovných míst. Zejména v roce 2002 zde byla zjištěna silně nevyvážená populace ryb s převahou nedravých druhů (blíže subkapitola 5.2.15.). Index diverzity (H') byl kladně korelován s maximální hloubkou při maximální ploše a s hodnotou pH. Odlovná místa T81 a T207 se vyznačovala vysokou hodnotou indexu diverzity (H'), naproti tomu u odlovných míst T186 a T183 byla vysoká hodnota indexu diverzity (H_s), která byla kladně korelována s relativním zastoupením detritu (logdetrit). Ekvitabilita (E) byla kladně korelována s objemem vody v době odlovu (logobjvdo) s plochou v době odlovu (logplvdo), s maximální plochou při vybřežení (maxplpyb) a s relativním zastoupením šterkovitého substrátu dna (logsterk). Skutečná vzdálenost jednotlivých tůň (po kanálu, který zajišťuje při zvýšených vodních stavech prvotní napájení tůň říční vodou) byla nejdelší u T136A, T136B, T183 a T186.

Obr. 45: Celkový model RDA pro lentické vody v zájmové oblasti při promítnutí závislých proměnných: poc. druhu; logks/ha; logkg/ha; (H'); (Hs); (E) a F/C

Z obr. 45 je dále možné vyčíst, že v roce 2003 (tedy po katastrofální povodni) byl provedenými odlovy prokázán nejvyšší počet zjištěných druhů. Za pomoci metody RDA - forward selection byl proveden postupný výběr nejlepšího modelu. V tomto modelu byly znázorněny pouze proměnné, které signifikantně nejvíce vysvětlují vztahy a ty, které byly s nimi úzce korelovány (jinými slovy vysvětlují totéž) se v modelu nezobrazily. Z celkového modelu bylo tedy vygenerováno následujících pět nezávislých proměnných: log. objemu vody v době odlovu, odlovná místa T450B a T207B, rok 2003 a obsah O₂ v 1 m (viz tab. 46).



Tab. 46: RDA - forward selection pro lentické vody v zájmové oblasti

proměnná	F	p
logobjvdo	12,55	0,002
T450B	13,14	0,002
2003	7,16	0,004
O2 v1m	4,14	0,004
T207B	2,82	0,05

Podle hladin signifikance u výše uvedených nezávislých proměnných (u všech $P \leq 0,05$) byla zamítnuta nulová hypotéza. Tyto nezávislé proměnné mají průkazný vliv na závislé proměnné.

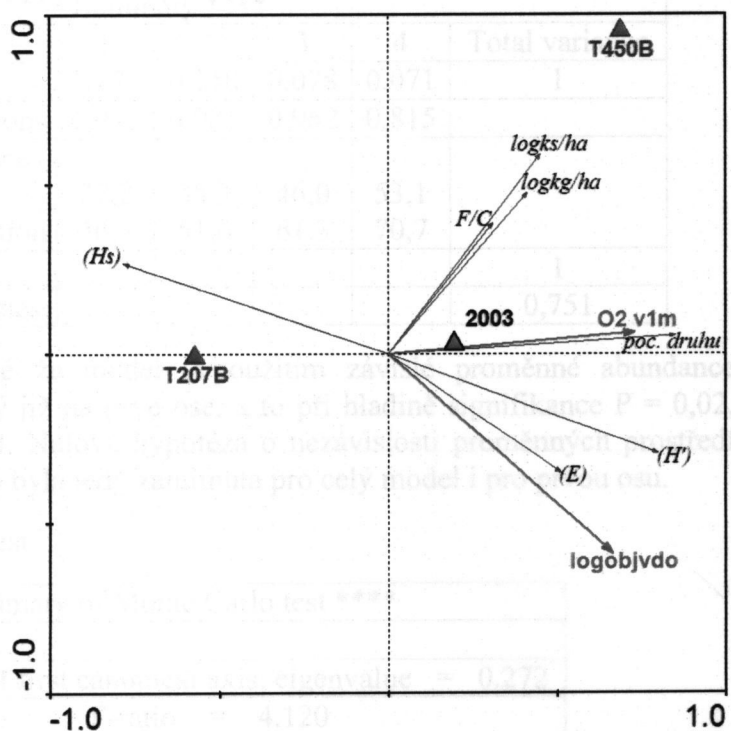
Z následující tab. 47 (při užití metody RDA - forward selection) je patrné, že prvé 2 osy vysvětlovaly 53,2 % variability závislých proměnných (38,8 % a 14,4 %) a nezávislými proměnnými bylo vysvětleno 27,6 % na prvé ose a 37,9 % na ose druhé. Všechny kanonické osy vysvětlovaly 58,4 % variability.

Tab. 47: RDA - forward selection - Summary pro lentické vody v zájmové oblasti při promítnutí závislých proměnných: poc. druhu, logks/ha, logkg/ha, H', Hs, E a F/C

**** Summary ****					
Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0,388	0,144	0,048	0,004	1
Species-environment correlations	0,854	0,736	0,669	0,313	
Cumulative percentage variance of species data	38,8	53,2	57,9	58,3	
of species-environment relation	66,4	91,1	99,2	99,9	
Sum of all eigenvalues					1
Sum of all canonical eigenvalues					0,584

Obr. 46: RDA forward selection pro lentické vody v zájmové oblasti při promítnutí závislých proměnných: poc. druhu, logks/ha, logkg/ha, H', Hs, E a F/C

Z obr. 46 je možné vyčíst, že pevně nezávislé proměnné měly větší vliv na závislé proměnné než ostatní nezávislé proměnné. V úzké pozitivní korelaci jsou hodnoty celkové abundance (logks/ha), celkové biomasy (logkg/ha) a koeficientu F/C. Směrnice trendu těchto hodnot směřují k odlovnému místu T450B, jak již bylo zmíněno výše. Nejvyšší počet zjištěných druhů byl provedenými odlovy prokázán v roce 2003 a byl pozitivně korelován s obsahem O₂ v 1 m (tedy vyšší obsah O₂ v 1 m má vliv na vyšší počet zjištěných druhů ryb). Větší objem vody v době odlovu (logobjvdo) měl pozitivní vliv na ekvibilitu (E) a index diverzity (H'). Naproti tomu odlovná místa s menším objemem vody v době odlovu vynikala vysokým indexem diverzity (Hs), tedy s početní převahou jednoho druhu (převážně to byl *Esox lucius* nebo *Misgurnus fossilis*). Odlovné místo T207B se vyznačovalo nízkým počtem zjištěných druhů (za tři roky sledování pouze 3 druhy ryb) a zároveň s výraznými kyslíkovými deficity u dna odlovného místa. V zimním období (pod ledem) byly pozorovány úhyny ryb zejména potom druhu *Esox lucius*.



Jelikož data výše uváděných závislých proměnných (přepočtena v indexy) vycházela zejména z abundance a biomasy jednotlivých druhů ryb pro jednotlivá odlovná místa, bylo snahou eliminovat ztráty výpovědní hodnoty (právě vlivem indexování) těchto základních dat. Z tohoto důvodu byly (stejně jako u lotických vod) pro porovnání uvedeny lineární metody RDA s promítnutím závislé proměnné, nejprve abundance jednotlivých druhů ryb (ks/ha) a posléze i biomasy jednotlivých druhů ryb (kg/ha) jednotlivých druhů ryb zjištěných v lentických vodách zájmové oblasti. Že k určité změně došlo je patrné z následující tab. 48, kde po použití lineární metody RDA s promítnutím zjištěných závislých proměnných (odhadu abundance jednotlivých ryb (ks/ha) došlo ke snížení procenta vysvětlované variability pro první dvě osy závislých proměnných na 38,3 % (27,2 % a 11,0 %) z 74,9 % (49,7 % a 25,2 %). Avšak procento vysvětlované variability pro nezávislé proměnné bylo dvojnásobně vyšší (9,1 % na první ose a 12,7 % na ose druhé) oproti metodě RDA s použitím indexových dat (4,5 % a 6,8 %).

Tab. 48: RDA - Summary pro lentické vody v zájmové oblasti (závislá proměnná: odhad abundance ks/ha jednotlivých druhů ryb)

**** Summary ****					
Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0,272	0,110	0,078	0,071	1
Species-environment correlations	0,975	0,981	0,962	0,815	
Cumulative percentage variance of species data	27,2	38,3	46,0	53,1	
of species-environment relation	36,3	51,0	61,3	70,7	
Sum of all eigenvalues					1
Sum of all canonical eigenvalues					0,751

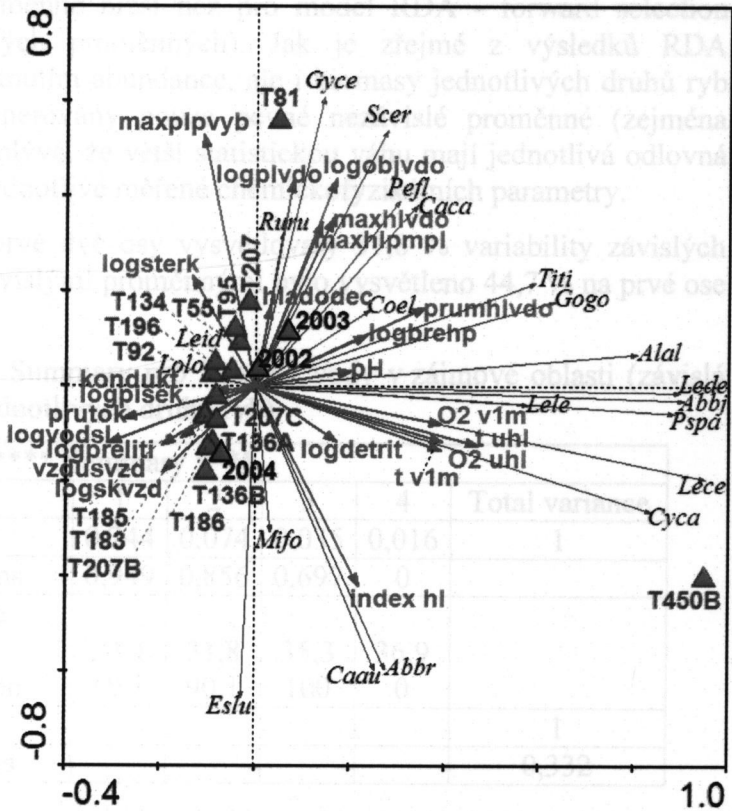
Při pohledu do tab. 49 je zřejmé že model (s použitím závislé proměnné abundance jednotlivých druhů ryb) je průkazný již na první ose, a to při hladině signifikance $P = 0,02$, která by byla shodná i pro celý model. Nulová hypotéza o nezávislosti proměnných prostředí na abundanci jednotlivých druhů ryb byla tedy zamítnuta pro celý model i pro první osu.

Tab. 49: Summary of Monte Carlo test

**** Summary of Monte Carlo test ****	
Test of significance of first canonical axis: eigenvalue = 0.272	
F-ratio	= 4.120
P-value	= 0.0200
Test of significance of all canonical axes : Trace = 0.751	
F-ratio	= 1.004
P-value	= 0.0200

Obr. 47: Celkový model RDA pro lentické vody v zájmové oblasti (závislá proměnná: odhad abundance ks/ha jednotlivých druhů ryb)

Jak je patrné z obr. 47 v důsledku vzájemné korelace všech proměnných došlo ke změně vzájemného postavení jednotlivých nezávislých (zejména pak environmentálních) proměnných. U odlovného místa T81 se (v porovnání se zobrazením v obr. 45) mimo jiné projevila větší plocha v době odlovu, čímž se nejvíce odlišovalo od ostatních odlovných míst. Rovněž výrazně odlišné (jak již bylo několikrát řečeno výše) bylo odlovné místo T450B. Směrnice trendu pozitivně korelovaných proměnných (teplota vody u hladiny, teplota vody v 1 m, obsah O_2 u hladiny a obsah O_2 v 1 m) směřovaly právě k odlovnému místu T450B. Teplejší vodu, ale zároveň



s vyšším obsahem O₂ preferoval *Cyprinus carpio* a *Leuciscus cephalus*. Naopak voda v odlovných místech T134, T196 a T92 byla chladnější a s nižším obsahem O₂. Výskyt druhů *Rutilus rutilus* a *Gymnocephalus cernuus* byl pozitivně korelován s vyšší plochou odlovných míst a zároveň těmto druhům nevadily vysoké rozdíly hladin (hladinový odečet). Naopak druhy *Esox lucius* a *Misgurnus fossilis* preferovaly odlovná místa menších rozměrů s nižší hodnotou hladinového odečtu. Luční břehový porost, vyšší průměrná hloubka v době odlovu, kratší vzdálenost propojení od hlavního toku (jak skutečná, tak i vzdušná) a zároveň nižší počet přelití říční vodou vyhovoval druhům *Tinca tinca* a *Gobio gobio*. Velice zajímavá je pozitivní korelace právě vzdálenosti propojení od hlavního toku s počtem přelití říční vodou. Zde se projevila silná váha pevných nezávislých proměnných (odlovná místa T136A a T136B „pseudopotamon“), která jsou propojena dlouhým uměle vytvořeným kanálem a i při nízkém průtoku komunikují s hlavním tokem. Druhy *Carassius auratus* a *Abramis brama* byly odlovy prokázány pouze v odlovném místě T450B přesto (při pohledu na celý model) je jejich abundance více ovlivněna vyšší hodnotou indexu hloubky (tedy větší členitostí dna) než samotným odlovným místem. Avšak následně při zobrazení metodou forward selection (viz následující obr. 48), kde není index hloubky signifikantně průkazný, se mění závislost výskytu zmiňovaných druhů na konkrétní odlovné místo T450B.

Za pomoci metody RDA - forward selection byl proveden postupný výběr nejlepšího modelu. Z celkového modelu byly vygenerovány pouze tři pevné nezávislé proměnné se shodnou hladinou signifikance ($P = 0,002$), jak je patrné z následující tab. 50.

Tab. 50: RDA - forward selection pro lentické vody v zájmové oblasti

proměnná	F	p
T450B	13,5	0,002
T81	4,2	0,002
2003	2,8	0,002

U těchto pevných nezávislých proměnných byla, při hladině signifikance ($P < 0,05$) zamítnuta nulová hypotéza o nezávislosti proměnných prostředí na abundanci jednotlivých druhů ryb. Z tab. 50 je dále zřejmé, že celkový počet průkazných nezávislých proměnných, pro model RDA - forward selection (s promítnutím abundance jednotlivých druhů ryb jako závislé proměnné), je o dvě nezávislé proměnné nižší než pro model RDA - forward selection (s promítnutím indexů jako závislých proměnných). Jak je zřejmé z výsledků RDA modelů - forward selection (s promítnutím abundance, ale i biomasy jednotlivých druhů ryb jako závislé proměnné) byly vygenerovány pouze pevné nezávislé proměnné (zejména konkrétní odlovná místa). Z toho vyplývá, že větší statistickou váhu mají jednotlivá odlovná místa, která jsou určitého typu, než jednotlivé měřené chemickofyzikálních parametry.

Z následující tab. 51 je patrné, že prvé dvě osy vysvětlovaly 31,8 % variability závislých proměnných (24,4 % a 7,4 %) a nezávislými proměnnými bylo vysvětleno 44,7 % na prvé ose a 58,3 % na ose druhé.

Tab. 51: RDA - forward selection - Summary pro lentické vody v zájmové oblasti (závislá proměnná: odhad abundance ks/ha jednotlivých druhů ryb)

**** Summary ****					
Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0,244	0,074	0,035	0,016	1
Species-environment correlations	0,949	0,856	0,697	0	
Cumulative percentage variance of species data	24,4	31,8	35,3	36,9	
of species-environment relation	69,1	90,1	100	0	
Sum of all eigenvalues					1
Sum of all canonical eigenvalues					0,332

Na obr. 48 je vidět vzájemné postavení průkazných pevných proměnných. Zobrazení odlovného místa T81 je podobně jako zobrazení roku 2003 nezávislé na zobrazení odlovného místa T450B, avšak odlovné místo T81 je pozitivně korelováno právě s rokem 2003. Na základě výše uvedených výsledků lze tvrdit, že odlovné místo T81 při tomto zobrazení zastupuje téměř všechna (třináct z celkového počtu patnácti) odlovná místa, u kterých byl v roce 2003 (tedy po katastrofální povodni ze srpna roku 2002) zjištěn výrazný nárůst celkové abundance ryb. Pouze u odlovných míst T186 a zmiňovaného T450B nebylo odlovy v roce 2003 prokázáno zvýšení celkové abundance oproti výsledkům z roku 2002. Druh *Gymnocephalus cernuus* byl odlovy zjištěn pouze v odlovném místě T81 a pouze v roce 2003. U druhů *Pseudorasbora parva*, *Cyprinus carpio*, *Abramis bjoerkna*, *Leuciscus cephalus*, *Gobio gobio*, *Alburnus alburnus*, *Leucaspis delineatus*, *Abramis brama* i exotického druhu *Carassius auratus* byla nejvyšší hodnota abundance zjištěna v odlovném místě T450B.

Obr. 48: Forward selection - Summary pro lentické vody v zájmové oblasti (závislá proměnná: odhad abundance ks/ha jednotlivých druhů ryb)

Dále je z obr. 48 vidět negativní korelaci u druhů *Rutilus rutilus* a *Esox lucius*. Jinými slovy vyšší abundance druhu *Esox lucius* a tím i vyšší predanční tlak snižuje abundanci druhu *Rutilus rutilus*. Výskyt druhu *Tinca tinca* byl v negativní korelaci s výskytem druhu *Lota lota*. Zde se ale více projevil vliv prostředí, který daný druh preferuje. Druh *Lota lota* byl odlovy prokázán převážně v parapotamonu (T185 a T196).

Pro úplnost byla zařazena i metoda RDA s použitím závislé proměnné (odhad biomasy kg/ha jednotlivých ryb). Z následující tab. 52 je zřejmé, že procento vysvětlované variability pro prvé dvě osy závislých proměnných bylo 40,4 % (30,0 % a 10,4 %). Tyto hodnoty byly přibližně stejné jako u metody předchozí, a to s použitím závislé proměnné jako abundance jednotlivých druhů ryb. Podobné bylo i procento vysvětlované variability pro nezávislé proměnné, které dosahovalo hodnoty: 8,3 % na prvé ose a 11,2 % na ose druhé).

Tab. 52: RDA - Summary pro lentické vody v zájmové oblasti (závislá proměnná: odhad abundance kg/ha jednotlivých druhů ryb)

**** Summary ****					
Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0,300	0,104	0,075	0,067	1
Species-environment correlations	0,983	0,906	0,937	0,861	
Cumulative percentage variance of species data	30,0	40,4	47,9	54,6	
of species-environment relation	38,3	51,6	61,1	69,7	
Sum of all eigenvalues					1
Sum of all canonical eigenvalues					0,784

druhů ryb a jejich nároků na vodní prostředí. V porovnání s obr. 47, kde směrnice trendu abundance druhu *Rutilus rutilus* byla kladně korelována s plochou v době odlovu, tak i zobrazení v předchozím obr. 49 byla směrnice trendu biomasy tohoto druhu kladně korelována s relativním zastoupením detritu. Na vyšší hodnotu biomasy u druhů *Perca fluviatilis*, *Leuciscus cephalus* a *Cyprinus carpio* měl pozitivní vliv vyšší obsah O₂ u hladiny, podobně jako tomu bylo u abundance v obr. 47.

Pro tento model s použitím závislé proměnné kg/ha byl metodou RDA - forward selection proveden postupný výběr nejlepšího modelu. Z celkového modelu byly vygenerovány pouze dvě pevné nezávislé proměnné: odlovná místa T81 a T450B (viz tab. 54). Podle hladiny signifikance vygenerovaných odlovných míst $P = 0,006$ respektive $P = 0,002$, byla zamítnuta nulová hypotéza o nezávislosti proměnných na vyšší hodnot biomasy jednotlivých druhů ryb. Rozdíl od modelu RDA - forward selection s abundancí jednotlivých zjištěných druhů ryb jako závislou proměnnou (viz tab. 54) nebyl při hladině signifikance ($P < 0,05$) průkazný rok 2003.

Tab. 54: RDA - forward selection pro lentické vody v zájmové oblasti

proměnná	F	p
T450B	16,1	0,002
T81	3,7	0,006

Ve sledující tab. 55 je patrné, že první dvě osy vysvětlovaly 33,2 % variability závislých proměnných (27,3 % a 5,9 %) a nezávislými proměnnými bylo vysvětleno 54,9 % na první ose a 28,8 % na ose druhé.

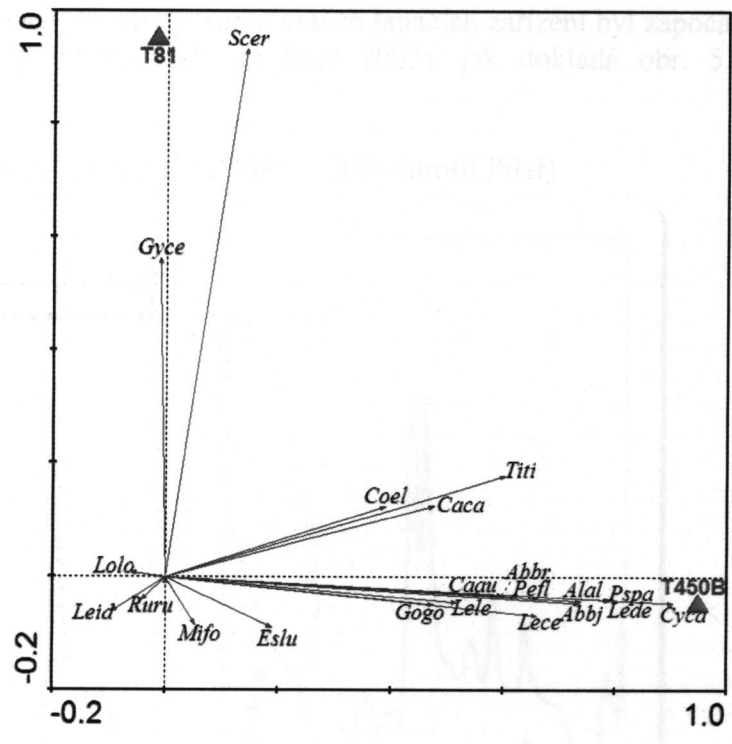
Tab. 55: RDA - forward selection - Summary pro lentické vody v zájmové oblasti (závislá proměnná: odhad biomasy kg/ha jednotlivých druhů ryb)

**** Summary ****					
Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0,273	0,059	0,154	0,116	1
Species-environment correlations	0,955	0,888	0,000	0,000	
Cumulative percentage variance of species data	27,3	33,2	48,5	60,1	
of species-environment relation	82,2	100,0	0,0	0,0	
Sum of all eigenvalues					1
Sum of all canonical eigenvalues					0,353

Ve sledujícím obr 50 je vidět vzájemné postavení průkazných pevných nezávislých proměnných (odlovná místa T81 a T450B) a jejich vliv na biomasu jednotlivých druhů ryb.

Obr. 50: Forwar selection - Summary pro lentické vody v zájmové oblasti (závislá proměnná: odhad biomasy kg/ha jednotlivých druhů ryb)

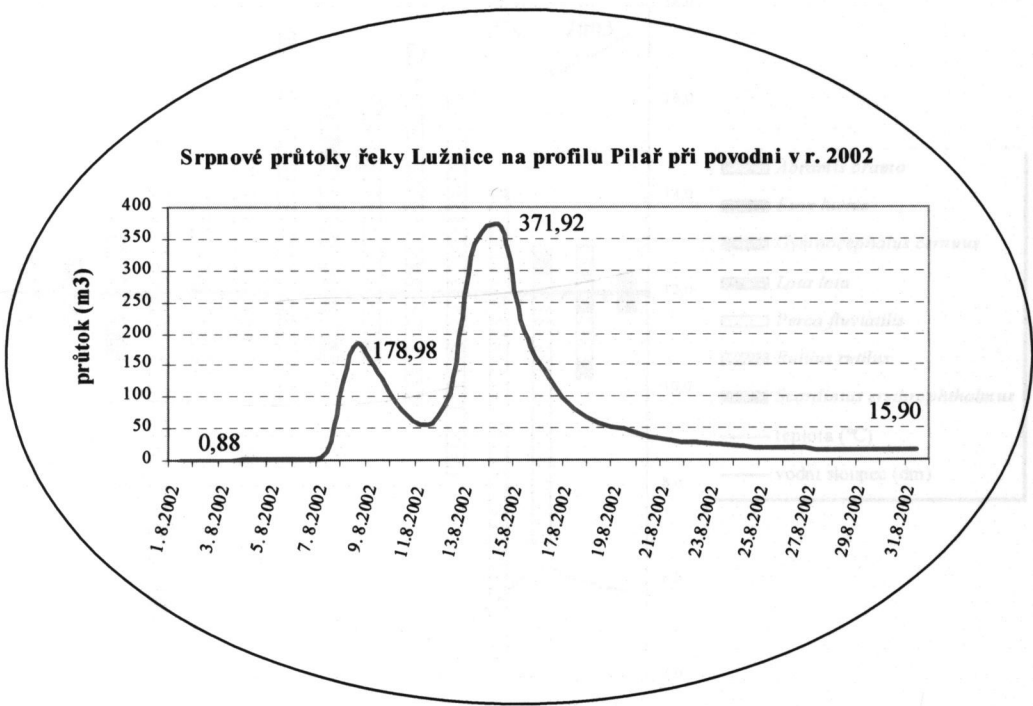
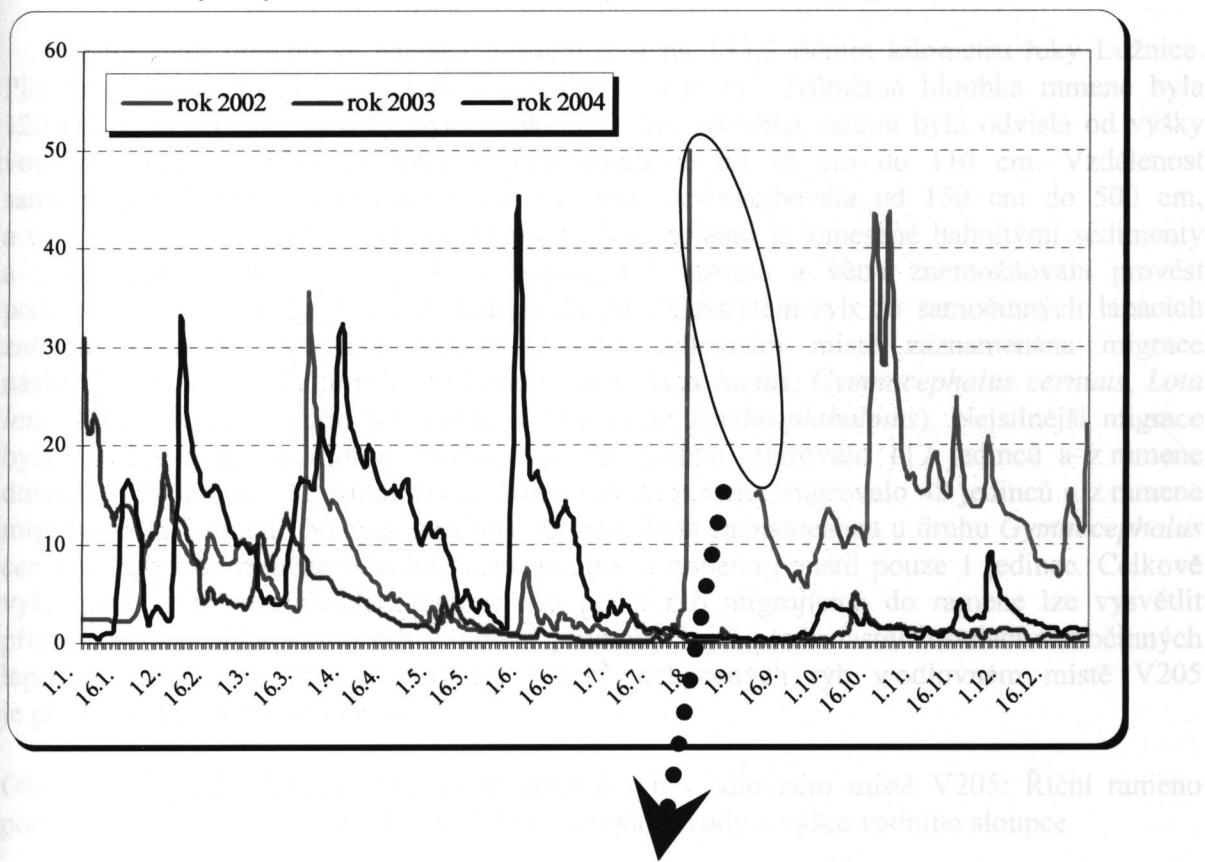
Toto postavení je podobné jako v obr. 48 s výjimkou vyobrazení roku 2003, který nebyl v tomto modelu vygenerován jako statisticky průkazný. Právě z tohoto důvodu jsou směrnice trendů biomasy většiny druhů ryb směřovány těsněji k průkazným odlovným místům (zejména pak k odlovnému místu T450B). Nejvyšší hodnoty biomasy u druhů *Cobitis elongatoides*, *Tinca tinca* a *Carassius carassius* byly zjištěny v jiných odlovných místech než nejvyšší hodnoty biomasy u druhů *Leuciscus idus*, ale i *Rutilus rutilus*.



5.3. Migrace ryb mezi hlavním tokem a záplavovým územím

Monitoring třecích migrací pomocí odchytů ryb do samočinných lapacích zařízení byl započat po téměř půlročním zaplavení nivy (srpen 2002 až únor 2003), jak dokládá obr. 51 a subkapitola 3.3.4.

Obr. 51: Průtoky řeky Lužnice během sledovaných let 2002 - 2004 (profil Pilař)

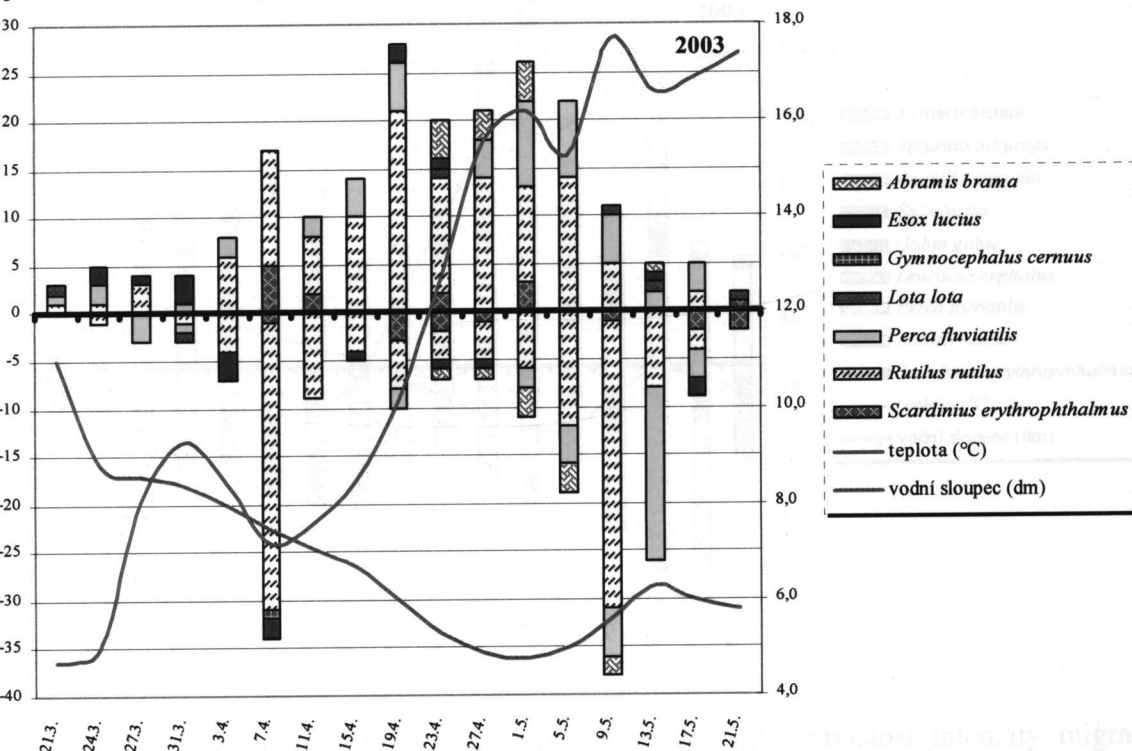


Vlastní odlov ryb do samočinných lapacích zařízení probíhal v roce 2003 a byla vytipována dvě ramena trvale spojená svým spodním koncem s hlavním tokem (arapotamon). Samočinnými lapacími zařízeními byly ryby odchytávány nepřetržitě 66 dní, to od 17. 03. 2003 do 21. 05. 2003. Kontrola vězenců byla zpravidla po 4 dnech. Celkem bylo provedeno 17 kontrol.

3.1. Odlovné místo V205: Říční rameno pod jezem u Šulcova mlýna

Toto říční rameno se nachází v úseku č. 4 na 133,2 říčním kilometru řeky Lužnice. Celá celého ramene dosahovala v průměru 1 400 m². Průměrná hloubka ramene byla 100 cm. Ústí ramene do řeky bylo široké 130 cm. Hloubka vstupu byla odvislá od výšky vodního sloupce v hlavním toku a pohybovala se od 48 cm do 110 cm. Vzdálenost samočinných lapacích zařízení od ústí do řeky se pohybovala od 150 cm do 500 cm, v závislosti na výšce vodního sloupce. Celé rameno je zanesené bahnitými sedimenty a plaveninami z okolní nivy. Řada popadaných stromů a větví znemožňovala provést průběžný ichtyologický průzkum tohoto ramene. Odchytem ryb do samočinných lapacích zařízení byla za sledované období v tomto odlovném místě zaznamenána migrace sedmi druhů ryb (*Abramis brama*, *Esox lucius*, *Gymnocephalus cernuus*, *Lota lota*, *Perca fluviatilis*, *Rutilus rutilus* a *Scardinius erythrophthalmus*). Nejsilnější migrace byla zjištěna u druhu *Rutilus rutilus*, kde do ramene migrovalo 117 jedinců a z ramene opouštělo 119 jedinců. U druhu *Perca fluviatilis* do ramene migrovalo 48 jedinců a z ramene opouštělo 38 jedinců. Naopak nejslabší migrace byla zaznamenána u druhu *Gymnocephalus cernuus*, když do ramene nevplul žádný jedinec a rameno opustil pouze 1 jedinec. Celkově vyšší počet ryb migrujících z ramene než počet ryb migrujících do ramene lze vysvětlit přítomností několika těchto ryb v rameni přítomných již před vlastní instalací samočinných lapacích zařízení. Přehled migrace všech odchycených ryb v odlovném místě V205 graficky znázorněn na obr. 52.

obr. 52: Přehled migrace všech odchycených ryb v odlovném místě V205: Říční rameno pod jezem u Šulcova mlýna a její závislost na teplotě vody a výšce vodního sloupce

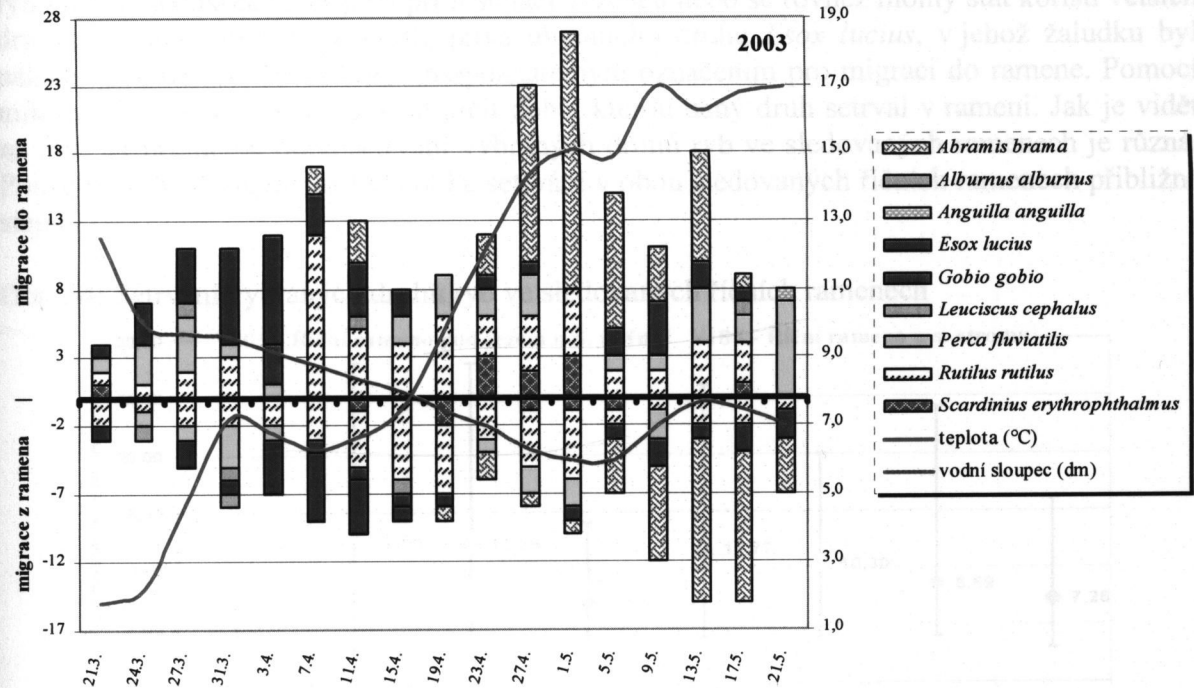


Z předchozího obr. 52 je vidět závislost intenzity migrace na teplotě vody, ale i na výšce vodního sloupce. Migrace ryb do ramene se zvyšovala s rostoucí teplotou vody a zároveň s klesající výškou vodního sloupce v hlavním toku. Naopak migrace z ramene byla intenzivnější při poklesu teploty vody a zároveň při ustálení nebo zvýšení vodního sloupce.

5.3.2. Odlovné místo V185: Říční rameno u suchého stromu

Toto říční rameno se nachází rovněž v úseku č. 4 na říčním kilometru 134,2 řeky Lužnice. Plocha vlastního ramene byla v průměru 600 m². Průměrná hloubka ramene byla 140 cm. Ústí ramene do řeky bylo široké 320 cm. Toto říční rameno bylo zahrnuto do souboru odlovných míst v lentických vodách, které byly podrobeny podrobným ichtyologickým průzkumem (viz subkapitola 5.2.9.). Hloubka vstupu byla odvislá od výšky vodního sloupce v řece a pohybovala se od 60 cm do 125 cm. Vzdálenost vězenců od ústí do řeky se pohybovala od 300 cm do 650 cm (při vyšších vodních stavech bylo nutné přestavování vězence na písčité násep, který byl více vzdálen od ústí). Odchytem ryb do samočinných lapacích zařízení byla za sledované období v tomto odlovném místě zaznamenána migrace 9 druhů ryb (*Abramis brama*, *Alburnus alburnus*, *Anguilla anguilla*, *Esox lucius*, *Gobio gobio*, *Leuciscus cephalus*, *Perca fluviatilis*, *Rutilus rutilus* a *Scardinius erythrophthalmus*). V tomto odlovném místě nejintenzivněji migroval druh *Abramis brama*, kde do ramene migrovalo 63 jedinců a z ramene 43 jedinců, u druhu *Rutilus rutilus* migrovalo do ramene 57 jedinců a z ramene 46 jedinců. Hojně rameno navštěvovaly i dravé druhy ryb, zejména potom *Esox lucius* (do ramene migrovalo 41 jedinců a z ramene 28 jedinců) a *Perca fluviatilis* (do ramene migrovalo 35 jedinců a z ramene 13 jedinců). Naopak nejslabší migrace byla zaznamenána u druhu *Anguilla anguilla* a u *Alburnus alburnus*, kde do ramene migroval pouze 1 jedinec druhu *Anguilla anguilla* a naopak rameno opustily pouze 2 jedinci druhu *Alburnus alburnus*. Přehled migrace všech odchycených ryb je graficky znázorněn v obr. 53.

Obr. 53: Přehled migrace všech odchycených ryb v odlovném místě V185: Říční rameno u suchého stromu a její závislost na teplotě vody a výšce vodního sloupce



Z obr. 53 je podobně jako z předchozího obr. 52 vidět závislost intenzity migrace na teplotě vody i na výšce vodního sloupce. Z obr. 53 je dále patrný nárůst migrace u druhu

Esox lucius do ramene, a to při teplotě vody od 3 do 7 °C a posléze (při klesající teplotě vody) její opětovný návrat do hlavního toku Lužnice po proběhlém výtěru. Podobný průběh je možné vypožorovat též u *Abramis brama*, který začal migrovat do ramene až při teplotě vody 12 °C a intenzita jeho migrace dosáhla vrcholu při teplotě vody 15 °C. Impulsem k jeho návratu do hlavního toku byla rozkolísaná teplota vody a zvýšení vodního sloupce.

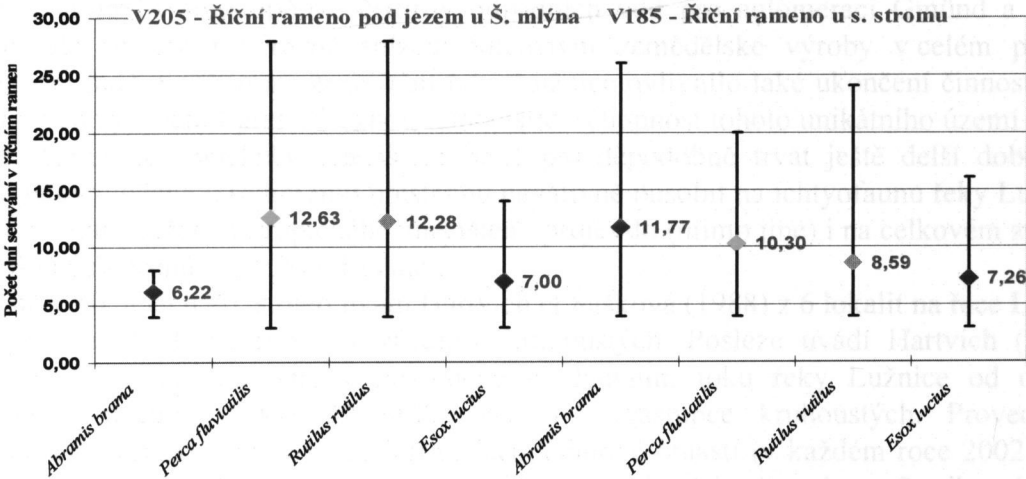
V obou říčních ramenech byla zaznamenána migrace celkem 11 druhů ryb. V následující tab. 56 jsou uvedeny druhy ryb, u kterých byla zjištěna nejintenzivnější migrace. Počet ryb s označením I znamená ryby migrující poprvé do ramene nebo z ramene a s označením II jsou ryby opětovně chycené při migraci opačným směrem z ramene nebo do ramene. Dále je uveden průměrný počet dnů, které jednotlivé druhy ryb strávily v rameni, rozpětí teploty vody při nejintenzivnější migraci ryb a zjištěný poměr pohlaví s vyloučením juvenilních jedinců.

Tab. 56: Intenzivně migrující druhy ryb

Druh	Označení		Ø čas strávený v rameni (dny)	Teplota vody při intenzivní migraci (°C)	Poměr pohlaví M : F
	I	II			
<i>Rutilus rutilus</i>	339	211	10,5	8 – 18	0,7
<i>Perca fluviatilis</i>	134	75	11,5	15 – 18	1,1
<i>Abramis brama</i>	128	84	9	12 – 18	1,6
<i>Esox lucius</i>	89	62	7	3 – 7	0,7

Přestože do souboru byly zahrnovány pouze ryby s dobrým zdravotním stavem, byla úspěšnost znovu odlovení od 56 % do 70 %. Nejvyšší úspěšnost znovu odlovení z výše uvedených nejintenzivněji migrujících druhů byla zaznamenána u druhu *Esox lucius* 70 % a u *Abramis brama* 66 %. Naopak nejnižší úspěšnost znovu odlovení byla zjištěna druhu *Perca fluviatilis* „pouze“ 56 %. Při bližším ohledání bylo zjištěno že nejnižší úspěšnost znovu odlovení byla především u juvenilních jedinců. Toto zjištění se dá vysvětlit možným únikem ryb vlivem nedokonalé těsnosti při instalaci vězenců nebo se rovněž mohly stát kořistí větších dravých druhů ryb, jak potvrdila pitva uhynulého druhu *Esox lucius*, v jehož žaludku byl nalezen jedinec *Rutilus rutilus* s rozpoznatelným označením pro migraci do ramene. Pomocí mikroznačení bylo rovněž možné určit dobu, kterou daný druh setrval v rameni. Jak je vidět na obr. 54 průměrná doba setrvání vybraných druhů ryb ve sledovaných ramenech je různá. Pouze u druhu *Esox lucius* byla doba setrvání v obou sledovaných říčních ramenech přibližně stejná.

Obr. 54: Setrvání vybraných druhů ryb ve sledovaných říčních ramenech



Jak je však patrné z předchozí tab. 56, jedinci druhu *Abramis brama* se v říčních ramenech zdržovali v průměru o 2 dny déle, než jedinci druhu *Esox lucius*, kteří se v říčních ramenech zdržovali nejkratší dobu (v průměru 7 dní). Naopak nejdéle se v říčních ramenech zdržoval *Perca fluviatilis*, jehož pobyt se protáhl v průměru na téměř 12 dní. Intenzita migrace mezi řekou Lužnicí a sledovanými říčními rameny je silně ovlivněna kolísáním teploty vody a výškou vodního sloupce (v závislosti na průtoku). Jak je dále patrné z předchozí tab. 56 druh *Esox lucius* nejintenzivněji migroval do říčních ramen při teplotě vody 3 - 7 °C, naproti tomu *Perca fluviatilis* migroval intenzivně až při rozpětí teploty vody 15 - 18 °C. Nejširší rozpětí teploty vody bylo zjištěno u migrace druhu *Rutilus rutilus* (8 - 18 °C). Jednotlivé druhy ryb migrovaly do ramen v různém poměru pohlaví. U druhu *Abramis brama* byl odchycen větší počet mlíčáků než jikernaček, a to v poměru pohlaví 3 : 2. Naopak nejnižší počet mlíčáků byl zjištěn u *Rutilus rutilus* a u *Esox lucius*, kde na 7 mlíčáků připadalo 10 jikernaček. Zejména u druhu *Esox lucius* může tento poměr být příčinou nízkého oplození jiker. Jak již bylo řečeno výše, díky mikroznačení, vysoké variabilitě délkových a hmotnostních údajů a vzhledem k rozčlenění pohlaví na 3 kategorie byl (za dobu strávenou v říčních ramenech) vyzorován i rozdíl hmotnosti jednotlivých ryb. U jedinců druhů *Abramis brama* a *Rutilus rutilus* byla zjištěna nižší hmotnost při vyplutí z ramen, než byla jejich původní hmotnost při vplutí do říčních ramen. Úbytek jejich hmotnosti (po proběhlém tření) se pohyboval v závislosti na pohlaví a celkové hmotnosti, a to v rozmezí od 1 do 3 g u mlíčáků a od 2 do 20 g u jikernaček. Naproti tomu zejména u druhu *Esox lucius* byl rovněž pozorován úbytek hmotnosti, ale pouze do poloviny dubna roku 2003. Jedinci navštěvující říční ramena po tomto datu dosahovaly zpravidla při vyplutí vyšší hmotnosti než při vplutí, a to v rozmezí od 0 do 23 g. Pouze u 3 jedinců druhu *Esox lucius* byla pozorována trojí migrace (nejprve migrace do ramene, posléze byla zaznamenána migrace ven z ramene a v průměru po 4 kontrolních cyklech opětovný návrat zpět do ramene). Potvrzením, že sledovaná říční ramena slouží jako významná refugia je i skutečnost, že při odlovu 21. srpna 2003 v odlovném místě T185 bylo odloveno 17 označených jedinců.

6. Diskuse

6.1. Diskuse k ichtyofauně v lotických vodách

Výsledky ichtyologického průzkumu během let 2002, 2003 a 2004 v lotických vodách zájmové oblasti horní Lužnice v porovnání s výsledky ichtyologických průzkumů prováděných Hartvichem et Kroupou (1989), Hartvichem et Šaškovou (1994) a Hartvichem (1996) poukázaly na skutečnost, že v poslední době je vliv antropické činnosti na znečištění řeky Lužnice výrazně nižší, než tomu bylo v minulosti. K tomuto stavu přispělo především dokončení výstavby trojstupňové čistírny odpadních vod pro aglomeraci Gmünd a České Velenice, ale rovněž i výrazné snížení intenzivní zemědělské výroby v celém povodí. V neposlední řadě menší míra znečištění řeky Lužnice ovlivnilo také ukončení činnosti řady průmyslových výroben. I přes výraznou samočisticí schopnost tohoto unikátního území a výše zmíněné snížení antropického znečištění bude pravděpodobně trvat ještě delší dobu, než cizorodé látky uložené v sedimentu přestanou negativně působit na ichtyofaunu řeky Lužnice. Přesto se již toto snížení antropického znečištění projevilo (mimo jiné) i na celkovém zvýšení počtu zjištěných druhů ryb v řece Lužnici.

Ještě v 80. letech 20. století uvádí Hartvich et Šašková (1988) z 6 lokalit na řece Lužnici výskyt celkem 19 druhů ryb a 1 zástupce kruhoústých. Posléze uvádí Hartvich (1996), bohužel bez rozlišení na odlovy provedené na hlavním toku řeky Lužnice od odlovů v inundačním území, výskyt 29 druhů ryb a 1 zástupce kruhoústých. Provedeným ichtyologickým průzkumem v lotických vodách zájmové oblasti (v každém roce 2002, 2003 a 2004 bylo proloveno 9 odlovných míst na vlastním toku řeky Lužnice a 2 odlovná místa na 1 z pravostranných přítoků - *Halámecký potok*) byl zaznamenán výskyt celkem 28 druhů

ryb a 1 druhu kruhoústých. Nejvíce (15 druhů) byla zastoupena čeleď *Cyprinidae*, 4 druhy byla zastoupena čeleď *Salmonidae*, po 2 družích byla zastoupena čeleď *Cobitidae* a *Percidae* a po 1 druhu byla zastoupena čeleď *Anguillidae*, *Balitoridae*, *Cottidae*, *Esocidae*, *Lotidae* a *Petromyzontidae*.

Z výsledků a z přílohy č.3 (dle Holčík 1998a) je patrné, že v potravní skupině převládaly druhy ryb Ca.1 - nespecializovaní masožravci (celkem 17 druhů). Tyto výsledky jsou více méně totožné s výsledky Hartvicha (1996), bereme-li v úvahu skutečnost, že některé druhy (např. *Cyprinus carpio*) mohl Hartvich (1996) odlovit pouze v inundačním území řeky Lužnice, stejně jako je to patrné z výsledků této předkládané práce, kde druh *Cyprinus carpio* a *Carassius carassius* byl odlovem prokázán pouze v lentických vodách inundačního území řeky Lužnice).

Porovnatelné jsou tedy zejména výsledky, ze kterých je zřejmé, kde byl daný druh odlovem prokázán. Z tohoto důvodu je namístě následující srovnání s výsledky Hartvicha et Šaškové (1988). Navíc byl tedy, oproti výsledkům Hartvicha et Šaškové (1988) zjištěn výskyt silně ohroženého druhu (NL - II) *Cobitis elongatoides*, ohrožených druhů (NL - III) *Leuciscus idus*, *Phoxinus phoxinus* a *Misgurnus fossilis*, dalších převážně reofilních druhů *Barbatula barbatula*, *Chondrostoma nasus*, *Oncorhynchus mykiss*, *Salvelinus fontinalis*, *Anguilla anguilla* a bohužel také 2 exotických druhů *Carassius auratus* a *Pseudorasbora parva*. Naopak Hartvich et Šašková (1988) odlovy prokázali výskyt *Stizostedion (Sander) lucioperca*. Na výskyt tohoto druhu v celé zájmové oblasti rovněž poukazuje příloha č. 1, ze které lze vyčíst pravidelně nasazované druhy a druhy objevující se v úlovcích. Druhy *Cyprinus carpio*, *Barbus barbus*, *Vimba vimba*, *Aspius aspius* a *Stizostedion (Sander) lucioperca* byly alespoň v 1 ze sledovaných roků nasazeny do rybářských revírů (MP) Lužnice 10A a Lužnice 11 a kromě druhu *Barbus barbus* se tyto druhy objevují i ve statistikách o úlovcích. V rybářských úlovcích se navíc objevuje druh *Carassius carassius*, *Silurus glanis* a dále i nepůvodní introdukovaný druh *Ctenopharyngodon idella*. U těchto celkem 8 druhů ryb (vyjma druhu *Carassius carassius*) nebyl ve sledovaných letech provedeným ichtyologickým průzkumem prokázán výskyt. Důvodem mohla být skutečnost, že jednotlivá odlovná místa byla vybírána v takových úsecích, kam se dle sdělení jednotlivých hospodářů nenasazuje a kde je i nižší rybářská návštěvnost. Výjimkou bylo pouze odlovné místo R6: Pod jezem u Šulcova mlýna, kde je rybářská návštěvnost oproti jiným odlovným místům relativně vysoká.

Podle Schlotta et Idla (1987) se z rybníků a nádrží na rakouské straně dostávají do hlavního toku Lužnice kromě běžných cyprinidů a salmonidů i druh *Oncorhynchus mykiss* a *Coregonus maraena*. Tejček (1924) ve svém popisu ichtyofauny horní Lužnice uvádí ojedinělý výskyt druhu *Silurus glanis* a do roku 1917 popisuje hojný výskyt druhu *Ameiurus nebulosus* i *Micropterus salmoides*. Podle Hanela et Luska (2005) se u těchto druhů dnes jedná o výskyt spíše ojedinělý. Opakovaná introdukce druhu *Chondrostoma nasus* je ekologicky nezdůvodnitelná, neboť podle Holčíka et Hensela (1971) je jejím domovským areálem především povodí Dunaje. V korytu řeky Lužnice (s výjimkou úseku č.1 a jen několika krátkých fragmentů toku) zcela chybí kamenný podklad s nárosty řas, rozsivek i na nich přisedlých živočichů, kterými se starší jedinci tohoto druhu živí (potravní skupina He.2.2.).

Výsledky z jednotlivých odlovných míst v lotických vodách ve sledovaných letech poukazují na vysoké rozdíly mezi minimální a maximální zjištěnou hodnotou celkové abundance (240 - 23 600 ks/ha) i celkové biomasy (7,46 - 320,75 kg/ha). Tyto výsledky jsou srovnatelné s výsledky uváděnými Hartvichem et Šaškovou (1994) a Hartvichem (1996).

Výstižnější bylo porovnávat výsledky z jednotlivých let. V roce 2002 se variabilita celkové abundance ze všech odlovných míst pohybovala v rozpětí od 240 do 10 400 ks/ha s průměrem 2 724 ks/ha. V roce 2003 celková abundance výrazně vzrostla (více než třikrát), v průměru dosahovala hodnot 8 794 ks/ha a variabilita byla od 1 638 do 23 600 ks/ha. Oproti roku 2003 došlo v roce 2004 ke snížení průměrné hodnoty celkové abundance na 3 700 ks/ha

a rozpětí variability celkové abundance bylo užší (od 1 669 do 9 550 ks/ha). U hodnot celkové biomasy byl z výsledků vyzorován podobný trend nárůstu průměrných hodnot ze všech odlovných míst, podobně jako tomu bylo u celkové abundance. V odloveh z roku 2003 byla zaznamenána vyšší hodnota celkové biomasy (téměř dvojnásobná) a v průměru dosahovala hodnoty 116,6 kg/ha. V roce 2004 hodnota celkové biomasy klesla na hodnotu srovnatelnou s rokem 2002 a v průměru činila 78,9 kg/ha. Podobně jako u celkové abundance, byla i u celkové biomasy ve sledovaných letech pozorována výrazná variabilita mezních hodnot celkové abundance i biomasy.

Výsledky hodnot abundance i biomasy jednotlivých odlovných míst a zjištěných druhů ryb jsou srovnatelné s výsledky většiny autorů. Baruš et Oliva (1995a) tvrdí, že abundance i biomasa tekoucích vod je velmi různorodá, což potvrzuje i Adámek (1997), podle kterého záleží na charakteru toku a jeho poloze. V porovnání s výsledky uváděných Lojkáskem et al. (2002) dosahují průměrné výsledky abundance i biomasy v lotických vodách zájmové oblasti řeky Lužnice spíše vyšších hodnot (zejména pak u výsledků z roku 2003).

Jak je uvedeno ve výsledcích, nejvyšší celková abundance přepočtená na 1 ha byla zjištěna v roce 2003 u odlovného místa R11 (23 600 ks/ha), které se nachází na 1 z pravostranných přítoků řeky Lužnice. Této hodnotě se z odlovných míst situovaných na řece Lužnici přiblížila pouze hodnota nejvyšší celkové abundance zjištěné rovněž v roce 2003 v odlovném místě R4 (23 400 ks/ha). Nejvyšší hodnoty biomasy vykazovala odlovná místa R10 a R11 zařazená do úseku č. 8 (viz subkapitola 4.1.8.). Tento zajímavý výsledek byl největší pravděpodobností způsoben pravidelným dotováním rybí obsádky do těchto lokalit výše položeného Haláneckého jezera. Poproudové migraci ryb zde totiž brání pouze řídká síť. V tomto úseku bylo v roce 2003 provedeno odtěžení bahnitého sedimentu, rozšíření a prohloubení koryta odtokové strouhy z pískovny Halámky. Tato činnost byla provedena pouze v odlovném místě R10. Vzhledem k výsledkům získaných ze srovnávacího odlovného místa R11, kde byl průběh nárůstu abundance i biomasy rovněž nejvyšší v roce 2003 (konce u všech zjištěných druhů), nelze tvrdit, že provedené odbahnění mělo dlouhodobý pozitivní vliv na ichtyofaunu odlovného místa R10. Spíše se zde projevil druhotný efekt tohoto zásahu, kdy při provádění prací nebylo použito usazovacích boldrů, a tak veškeré odloveniny putovaly níže po toku. Tato skutečnost měla za následek dočasné zvýšení potravní řídky v toku. Jak je patrné z přílohy č. 5d a z přílohy č.3, ke zvýšení celkové abundance biomasy (pro odlovná místa R10 i R11 a rok 2003) nejvíce přispěly ryby zařazené do potravní skupiny Ca.1 - tedy nespecializovaní masožravci.

Jak dokládá příloha č. 6, pouze jediný druh (*Perca fluviatilis*) byl zaznamenán ve všech lokalitách a ve všech odloveh v letech 2002, 2003 a 2004 (konstace tohoto druhu byla v každém roce 100 %). Mezi druhy téměř vždy přítomné (Pivnička 1981, Rajchard et al. 2002) lze dále zařadit druh *Gobio gobio*, *Leuciscus leuciscus* a *Rutilus rutilus*. Naopak pouze v roce 2003 byl pozorován a v 1 odlovném místě byl zaznamenán druh *Blicca bjoerkna*, *Salvelinus leucomaenis* a *Leucaspis delineatus* a dále 2 exotické druhy *Carassius auratus* a *Pseudorasbora parva*. Převážná většina těchto druhů byla zaznamenána v odlovu z roku 2002 (tedy před katastrofální povodní), pouze druh *Leucaspis delineatus* byl odlovem prokázán až v roce 2003. Oproti odlovům v lentických vodách nebyl zaznamenán výskyt druhu *Cyprinus carpio*.

Velikostní i hmotnostní variabilita u jednotlivých druhů ryb byla srovnatelná s výsledky uváděnými Barušem et Olivou (1995a, b), Hartvichem et Šaškovou (1994) a Hartvichem (1996).

Celkové rozpětí hodnot Shannon-Wienerova indexu diverzity (H') ze všech odlovných míst za celé sledované období nebylo tak výrazné (od 0,8351 do 2,0519). Rovněž byly průměrné hodnoty srovnatelné s výsledky na jiných tocích (Baruš et Oliva 1995a, b). Hodnota ekvitality se pohybovala v rozpětí od 0,1405 do 0,6639. Nejvyšší průměrná hodnota Shannon-Wienerova indexu diverzity (H') byla zjištěna v roce 2002. Po katastrofální povodni ze srpna 2002 byl následně v roce 2003 pozorován výrazný pokles

těchto průměrných hodnot. Lojkásek et al. (2002) rovněž popisuje vysoké rozdíly hodnot Shannon-Wienerova indexu diverzity (H') i ekvitality, avšak v odloveh po proběhlé povodni vypořádal spíše nárůst těchto hodnot. Tento výsledek lze vysvětlit aktivní i pasivní migrací převážně limnofilních druhů, které v důsledku vysokých povodňových průtoků vyhledávaly klidnější partie hlavního toku, především však migrovaly do zaplavené nivy. Nejvyšší hodnoty Shannon-Wienerova indexu diverzity (H') v lotických vodách dosahovaly hydrologické funkční celky parapotamonu a plesiopotamonu.

Sledovaný Simpsonův (Yules) index diverzity (H_s) byl zpravidla nejvyšší v tom roce, ve kterém byl nejnižší Shannon-Wienerův index diverzity (H'). Tento stav byl dán zejména výpovědní hodnotou obou těchto indexů, kde Simpsonův (Yules) index diverzity (H_s) klade větší důraz na hojně vyskytující se druh (Spellerberg 1991). Protikladné hodnoty obou indexů však nebyly pravidlem. Ve 2 odlovných místech R9 a R11 byla nejvyšší hodnota Simpsonova (Yules) indexu diverzity (H_s) zjištěna v roce 2004, naproti tomu nejvyšší hodnota Shannon-Wienerova indexu diverzity (H') byla zjištěna v roce 2002. Tento výsledek byl způsoben zejména vysoce převyšující početní dominancí (D) některého ze zjištěných druhů ryb. Pro odlovné místo R11 to byl druh *Leuciscus cephalus* ($D = 62 \%$) a pro R9 to byl *Leuciscus leuciscus* ($D = 39 \%$).

Podle hodnot koeficientu F/C lze obecně konstatovat, že populace ryb v lotických vodách zájmové oblasti je nevyvážená s převahou dravých druhů ryb. Tato skutečnost je v rozporu s tvrzením Adámka (1997), který uvádí, že rybářské revíry jsou sice hodnoceny jako nevyvážené, ale zpravidla s převahou nedravých druhů ryb. Dále uvádí, že vlivem selektivního působení sportovního rybolovu na obsádku dravých druhů ryb, mohou hodnoty koeficientu F/C přesahovat hodnotu 10. Této hodnotě se přiblížily pouze hodnoty z úseku č. 8 v odlovných místech R11 (9,29 v roce 2002) a R10 (8,84 v roce 2003), které jsou pravidelně dotovány rybí obsádkou z výše položeného Haláneckého jezera. Pouze v odloveh z roku 2003 bylo z celkového počtu 11 sledovaných odlovných míst hodnoceno 5 odlovných míst s vyváženým poměrem nedravých a dravých druhů ryb.

Jak je dále z výsledků zřejmé, katastrofální povodeň ze srpna 2002 měla zásadní vliv na ichthyocenózu většiny sledovaných odlovných míst. V odloveh v roce 2003 byl ve všech odlovných místech pozorován nárůst celkové abundance ryb oproti odlovům z roku 2002. S výjimkou odlovných míst R2, R7 a R10 byl stejný trend pozorován i u celkové biomasy. Tato zjištění jsou v rozporu s výsledky uváděných Lojkáskem et al. (2005), kde na celkem 5 různých tocích byly zjištěny po proběhlé povodni v roce 1997 nižší hodnoty celkové abundance i biomasy než při odloveh před povodní. Výrazné navýšení celkové abundance i celkové biomasy mohlo být také ovlivněno termínem prováděných odlovů. Z důvodu zachycení aktuálního stavu ichthyofauny krátce po katastrofální povodni z roku 2002 byl odlov v roce 2003 prováděn řádově o 2 měsíce dříve než v roce 2002 a 2004. Potvrzením o vlivu této povodně na zvýšení celkové abundance i biomasy jsou především výsledky z odlovných míst R8, R9, R10 a R11, kde byl odlov prováděn vždy přibližně ve stejnou dobu a za stejného průtoku, a přesto byl v roce 2003 pozorován nárůst celkové abundance i celkové biomasy. Dalším potvrzením pozitivního vlivu povodně jsou výsledky z odlovů pro rok 2004, ze kterých je zřejmé, že došlo jen k částečnému snížení nebo dokonce i k navýšení celkové abundance i biomasy oproti roku 2003. Tyto hodnoty byly však stále vyšší než v roce 2002 (viz příloha č. 5). Pouze v odlovném místě R2 měla povodeň „negativní vliv“, který se projevil v odlovu pro rok 2003 ve výrazném snížení celkové biomasy (ze 120 kg/ha v roce 2002 na pouhých 33,7 kg/ha v roce 2003). Na druhou stranu však došlo k více než dvojnásobnému navýšení celkové abundance, k odplavení bahnitého sedimentu a k narušení kamenné a dřevěné rovnániny. Vznikla tak řada nových úkrytů pro ryby - především pro reofilní druh *Barbatula barbatula*.

Z hlediska morfometrie jednotlivých odlovných míst poznamenala katastrofální povodeň z roku 2002 všechna odlovná místa. Nejmarkantněji bylo pozměněno odlovné místo R5, které bylo ukázkou nevhodného přechodu z přírodě blízkého toku do napřímeného

člověkem silně ovlivněného toku (blíže Prach et al. 2003). Ve většině ostatních úseků řeky Lužnice došlo pouze k vývrátům stromů, k drobným i větším břehovým nátržím, k přesunu sedimentu, k tvorbě tůní a písčinych lavic. Všechny tyto změny však vedly spíše ke zvýšení ekologické hodnoty toku.

Hartvich et al. (1998a) upozorňuje na skutečnost, že celý tok Lužnice je výrazně fragmentován příčnými objekty. Dále uvádí, že na našem území je evidováno celkem 39 příčných stupňů a koeficient prostupnosti dosahuje vysoce nepříznivé hodnoty (3,85). Jen ve sledovaném území, které je považováno za ekologicky vysoce cenné, je evidováno 8 příčných objektů.

Pivnička (1998b) tvrdí, že složení rybího společenstva v jednotlivých tocích je výrazně ovlivněno způsobem využívání krajiny člověkem. Z tohoto důvodu byla za pomoci různých statistických metod testována průkaznost vlivu sledovaných proměnných prostředí (environmentálních) na složení rybí obsádky (ter Braak et Šmilauer 1998).

Segmentací toků a aluviálních oblastí se podrobně zabýval Welcomme et al. (2006). Že se jednotlivá odlovná místa v lotických vodách od sebe navzájem odlišovala, bylo prokázáno lineární nepřímou metodou PCA. Prokazatelně se lišila odlovná místa R10 a R11 (úsek č. 8), tedy pravostranný přítok řeky Lužnice. Z odlovných míst situovaných na vlastním toku řeky Lužnice se výrazně lišila odlovná místa R1 a R2 (úsek č. 1), která na rozdíl od ostatních mají charakter pstruhového pásma. Lineární přímou metodou RDA s promítnutím měřených závislých proměnných: počet druhů, log celkové abundance (log ks/ha), celková biomasa (kg/ha), index diverzity Shannon Wiener (H'), index diverzity Simpson Yules (Hs), ekvitabilita (E) a koeficient (F/C) byl testován vliv sledovaných podmínek prostředí na tyto závislé proměnné. Při testu první osy ještě nebyly patrné průkazné vztahy (hladina signifikance $P = 0,4040$), tedy že měřené nezávislé proměnné prostředí neměly (při hladině signifikance $P < 0,05$) průkazný vliv na složení rybí obsádky. Avšak vztahy mezi proměnnými byly složitější a projevíly se až v celkovém modelu na indikativní hladině signifikance $P = 0,084$. Vzhledem ke složitosti a provázanosti jednotlivých dat lze (podle tvrzení Herbena et Münzbergové 2003) tento výsledek považovat za průkazný a poté je možno tvrdit, že měřené nezávislé proměnné prostředí prokazatelně ovlivňovaly složení rybí obsádky (charakterizované indexovými daty).

Přesto vznikla domněnka, podobně jako u výsledků Humpla et Pivničky (2006), že vlivem indexování základních dat mohlo dojít ke ztrátě jejich výpovědní hodnoty. Proto byly pro potvrzení této domněnky použity ještě metody RDA s promítnutím závislé proměnné nejprve abundance (ks/ha) a posléze i biomasy (kg/ha) jednotlivých druhů ryb zjištěných v lotických vodách zájmové oblasti. Že k určité ztrátě výpovědní hodnoty opravdu došlo, ukázaly hned testy prvních os, kde byla hladina signifikance $P = 0,03$ u dat s promítnutím závislé proměnné jako abundance jednotlivých druhů ryb a indikativní hladina signifikance $P = 0,06$ u dat s promítnutím závislé proměnné jako biomasy jednotlivých druhů ryb. Při pohledu na celkové modely byla hladina signifikance ještě průkaznější $P = 0,012$, respektive $P = 0,006$. Zkoumané nezávislé proměnné prostředí mají průkazný vliv na abundanci i biomasu jednotlivých druhů ryb.

Z celkového modelu (při promítnutím závislé proměnné abundance jednotlivých druhů ryb) bylo postupným výběrem nejlepšího modelu metodou RDA - forward selection vygenerováno celkem 7 zkoumaných nezávislých proměnných. Podle hladin signifikance $P = 0,002$ (shodné pro celkovou plochu jednotlivých odlovných míst, relativní zastoupení písčitého i kamenitého substrátu dna a odlovné místo R2), $P = 0,006$ pro rok 2003, $P = 0,02$ pro odlovné místo R1 a $P = 0,03$ pro teplotu vody, byla zamítnuta nulová hypotéza a tudíž tyto nezávislé proměnné prostředí měly v tomto modelu průkazný vliv na abundanci jednotlivých druhů ryb. Jak je z výsledků zřejmé, byly tyto vygenerované průkazné nezávislé proměnné (s výjimkou relativního zastoupení písčité frakce substrátu dna) zcela odlišné od vygenerovaných průkazných nezávislých proměnných pro model RDA - forward selection s promítnutím indexů jako závislých proměnných (těchto proměnných bylo zároveň

o 2 méně). Z tohoto zjištění, podpořeného i výsledky z modelu RDA - forward selection s promítnutím biomasy jednotlivých druhů ryb jako závislé proměnné, kde bylo vygenerováno 5 shodných průkazných nezávislých proměnných, lze dojít k závěru, že pro testování vlivu proměnných prostředí na složení rybí obsádky v lotických vodách metodou RDA je vhodnější použít základní data na rozdíl od dat zjednodušených v indexy. Ke stejným závěrům dospěl i Humpl et Pivnička (2006).

V modelu RDA - forward selection s promítnutím biomasy jednotlivých druhů ryb jako závislé proměnné došlo ke zvýšení počtu signifikantně průkazných pevných nezávislých proměnných (odlovná místa R1, R2, R4, R10 a rok 2003, kde byla hladina signifikance $P \leq 0,02$). U ostatních průkazných nezávislých proměnných (relativní zastoupení kamenitého substrátu dna a plocha odlovného místa, byla hladina signifikance $P \leq 0,008$). Z výše uvedeného vyplývá, že v lotických vodách zájmové oblasti mají na složení rybí obsádky prokazatelně větší vliv konkrétní odlovná místa, která jsou charakteristická určitým typem biotopu (složitým komplexem několika faktorů), než pouze jednotlivé měřené chemickofyzikální veličiny.

Odlovy uskutečněné v roce 2002 se od odlovů z let 2003 a 2004 prokazatelně odlišovaly celkově nižšími hodnotami abundance a biomasy, ale zároveň i nejvyššími hodnotami ekvitability a indexem diverzity (H'). Naproti tomu signifikantní průkaznost roku 2003 byla dána výrazným nárůstem celkové abundance i celkové biomasy v odlovech provedených právě v roce 2003, tedy po katastrofální povodni ze srpna 2002. Teplejší úseky s vyšším relativním podílem detritu v lotických vodách zájmového území prokazatelně vyhledávaly druhy *Anguilla anguilla*, *Misgurnus fossilis*, *Cobitis elongatoides*, *Perca fluviatilis* a dokonce i reofilní druhy *Leuciscus leuciscus* a *Leuciscus cephalus*. Naproti tomu v prostředí s vyšším relativním zastoupením kamenitého substrátu dna, tedy v odlovných místech R1 a R2, dosahovaly prokazatelně nejvyšších hodnot abundance i biomasy druhy *Salmo trutta morpha fario*, *Oncorhynchus mykiss*, *Barbatula barbatula*, *Thymallus thymallus*, *Phoxinus phoxinus*, *Lampetra planeri*, *Salvelinus fontinalis* společně s náhodným výskytem limnofilních druhů *Tinca tinca* a *Pseudorasbora parva*. Písčité substrát dna v době prováděných odlovů nejvíce preferoval druh *Lota lota*, *Gymnocephalus cernuus*, *Abramis brama* a *Alburnus alburnus*. Podobnou preferenci jednotlivých druhů ryb ke sledovaným proměnným prostředí vypožoroval i Horák et al. (2004), Humpl et Pivnička (2006) a Humpl (2004).

6.2. Diskuse k ichtyofauně v lentických vodách

V lentických vodách zájmové oblasti aluvia řeky Lužnice bylo vytipováno celkem 15 odlovných míst. Jednotlivá odlovná místa byla vybírána tak, aby dostatečně reprezentovala zastoupení jednotlivých funkčních celků vyskytujících se v aluviu řeky Lužnice. Při výběru odlovných míst byl rovněž kladen důraz na velikost vodní plochy, hloubku, překážky na dně a v příbřežní zóně a v neposlední řadě i na dostupnost k daným odlovným místům s lovebním náčiním. Zároveň do výběru nebyly zahrnuty rybářsky obhospodařované vody MO ČRS Suchdol nad Lužnicí a MO ČRS České Velenice (některé tůně, ramena a menší rybníky).

Výsledky ichtyologického průzkumu během sledovaných let v lentických vodách zájmové oblasti horní Lužnice v porovnání s výsledky ichtyologických průzkumů prováděných Hartvichem et Kroupou (1989), Hartvichem et Šaškovou (1994) a Hartvichem (1996) poukázaly na skutečnost, že v poslední době je vliv antropické činnosti na znečištění řeky Lužnice i přilehlého aluvia výrazně nižší, než tomu bylo v minulosti. Tato pozitivní skutečnost se projevila i na celkovém zvýšení počtu zjištěných druhů v lentických vodách aluvia řeky Lužnici.

Hartvich et Šašková (1988) svým ichtyologickým průzkumem prokázali výskyt pouze 15 druhů ryb v přilehlých inundačních vodách řeky Lužnice. Provedeným ichtyologickým průzkumem v lentických vodách zájmové oblasti, kde v každém roce 2002, 2003 a 2004 bylo

veno 15 odlovných míst v různých hydrologických funkčních celcích aluvia řeky Lužnice, byl potvrzen výskyt celkem 21 druhů ryb z celkového počtu 5 čeledí. Nejpočetněji zastoupena čeleď *Cyprinidae* (16 druhů), čeleď *Cobitidae* byla zastoupena 2 druhy a 1 druh byl zastoupen čeledí *Esocidae*, *Lotidae* a *Percidae*.

Z výsledků a z přílohy č.3 je patrné, že v potravní skupině převládaly druhy ryb - nespecializovaní masožravci (celkem 10 druhů); potravní skupina Eu - všežravci byla zastoupena celkem 9 druhy. Podle preference výtěrového substrátu vysoce převládaly lenticální skupiny A.1.5 (9 druhů ryb) a A.1.4 (6 druhů ryb). Dle vztahu k proudivosti byla nejpočetněji zastoupena skupina eurytopních druhů (13), limnofilních druhů bylo 6 a reofilní skupina byla zastoupena pouze 2 druhy ryb. Podle vztahu ryb k migraci bylo nejvíce druhů zahrnuto v kategorii SD - migrační tahy do 100 km (13 druhů). Kategorie NM - netažný druh byl zastoupen 7 druhy a pouze 1 druh byl zařazen do skupiny LD - migrační tahy nad 100 km. Tímto ichtyologickým průzkumem byl dále zjištěn výskyt 4 zvláště chráněných druhů ryb. Prokázán byl výskyt 1 silně ohroženého druhu (NL - II) *Cobitis elongatoides* a 3 druhů patřících do kategorie ohrožených (NL - III) *Leuciscus idus*, *Lota lota* a *Misgurnus fossilis*. Druhy *Cobitis elongatoides* a *Misgurnus fossilis* jsou rovněž zařazeny do přílohy II směrnice Rady č. 92/43/EEC a tudíž jsou označovány jako evropsky významné druhy. Na základě těchto zjištění, podpořených i výsledky z lotických vod, vznikla tzv. evropsky významná lokalita (EVL) pod názvem „Třeboňsko střed“ popsána pod kódem lokality T4023 v příloze nařízení vlády České republiky č. 132/2005 Sb., kterým se stanoví seznam evropsky významných lokalit.

Oproti výsledkům Hartvicha et Šaškové (1988) bylo ve sledovaných letech zjištěno méně druhů ryb. Navíc byly zaznamenány reofilní druhy *Leuciscus cephalus*, *Leuciscus leuciscus*, eurytopní druhy *Gobio gobio*, *Leuciscus idus* a exotické eurytopní druhy *Silurus auratus* a *Pseudorasbora parva*. Hartvich et Kroupa (1989), Hartvich et Šašková (1996) a Hartvich (1996) ve svých zjištěních zmiňují výskyt druhu *Cobitis taenia*. Posléze Hartvich et al. (1998b) s odkazem na poznatky Rába et al. (1996) zmiňuje, že se v případě řeky Lužnice v inundaci řeky Lužnice jedná o tzv. „druhový komplex“ rodu *Cobitis*. Ráb et al. (2000) uvádí, že se na řece Lužnici vyskytují diploidní jedinci druhu *Cobitis elongatoides*. Z tohoto důvodu je v této předkládané práci uváděn pouze druh *Cobitis elongatoides*. Problémy s taxonomicko-nomenklaturickými změnami u rodu *Cobitis* popisuje Hartvich et Lusk (2005). Oproti výsledkům z let 2002 - 2004 prokázal Hartvich et Šašková rovněž výskyt druhů *Vimba vimba* a *Stizostedion (Sander) lucioperca*.

Výsledky z jednotlivých odlovných míst v lentických vodách získané během sledovaných let poukazují (podobně jako výsledky z lotických vod) na vysoké rozdíly mezi minimální a maximální zjištěnou hodnotou celkové abundance (0 - 214 503 ks/ha) i celkové biomasy (0 - 1 021,3 kg/ha). Tato variabilita je srovnatelná nejenom s výsledky Hartvicha et Šaškové (1994) a Hartvicha (1996), ale i s výsledky z jiných inundačních územích. Stejně jako na Dunaji (Holčík et Bastl 1973, 1977; Holčík 1970, 1989), tak i v Polabských tůních (Oliva 1955a, 1960) bylo potvrzeno, že rybnatost lentických vod inundačního území bývá důležitější než ichtyomasa hlavního toku. Inundační vody mají hlavní význam pro utváření režimu říčního toku. Baruš et Oliva (1995a) uvádějí průměrnou hodnotu abundance 100 ks/ha, kde průměr byl stanoven z celkem 27 samostatných určení početnosti zjištěných druhů na celé plochy. Vysoké hodnoty biomasy uvádí Oliva (1955a) z polabských tůní, kde průměrná biomasa 41 samostatného stanovení biomasy došel k průměrné hodnotě 350 kg/ha, v některých případech dosahovala biomasa až 1 000 kg/ha. Naopak Baruš et Oliva (1995b) hovoří o vysoké variabilitě hodnot biomasy a zejména u slepých ramen mohou být hodnoty velice nízké.

Interesanté bylo porovnání výsledků z jednotlivých let. V roce 2002 se variabilita celkové abundance pohybovala v rozpětí 0 ks/ha (v odlovném místě T183) až 214 503 ks/ha (T450B) s průměrem 16 209 ks/ha. V roce 2003 vzrostla průměrná hodnota celkové abundance na 100 006 ks/ha s užší variabilitou mezních hodnot, a to od 1 255 ks/ha (T185)

do 168 965 ks/ha (T450B). Oproti výsledkům z roku 2002 i 2003 došlo v roce 2004 k výraznému snížení průměrné hodnoty celkové abundance na pouhých 5 568 ks/ha a variabilita mezních hodnot byla v tomto roce nejužší, a to od 1 896 ks/ha (T95) do 18 367 ks/ha (T450B).

U hodnot celkové biomasy byl z výsledků vyzorován poněkud odlišný trend vývoje průměrných hodnot ze všech odlovných míst, než tomu bylo u abundance. V odloveh z roku 2003 byla sice zaznamenána vyšší průměrná hodnota celkové biomasy (dosahovala hodnoty 259,47 kg/ha) oproti roku 2002 (126,5 kg/ha), ale v roce 2004 průměrná hodnota celkové biomasy neklesla tak výrazně, jako tomu bylo u průměrné hodnoty abundance. Tuto skutečnost nejvíce ovlivnilo odlovné místo T450B, kde v roce 2004 pravděpodobně došlo k umělému vysazení druhu *Esox lucius*, který svým predčním tlakem úplně eliminoval výskyt do té doby vysoce eudominantních druhů *Pseudorasbora parva* a *Leucaspis delineatus* a výrazně snížil abudanci i biomasu u druhu *Alburnus alburnus*. Podobně jako u celkové abundance byla i u celkové biomasy ve sledovaných letech pozorována výrazná variabilita nejnižších a nejvyšších hodnot. Pro rok 2002 se variabilita celkové biomasy pohybovala od 0 kg/ha (T183) do 574, 5 kg/ha (T450B), v roce 2003 byla od 33,6 kg/ha (T207B) do 819 kg/ha (T136A) a v roce 2004 byla nejnižší hodnota celkové biomasy zjištěna v odlovném místě T136A (20 kg/ha). Naopak nejvyšší hodnota celkové biomasy byla zaznamenána u odlovného místa T450B (1021,3 kg/ha). Hodnoty biomasy ovlivňuje především metoda odhadu početnosti, ale též počet druhů v nádrži a v neposlední řadě plocha, případně objem nádrže a tzv. ekologická plocha, tj. část nádrže, ve které se trvale vyskytují ryby. Tak vysoké hodnoty biomasy ryb v Polábí po srovnání s biomasou ryb v Podunají se dostanou do zcela opačného světla, porovnáme-li je nikoliv na jednotku plochy, ale na jednotku objemu (Holčík et Bastl 1973).

Výsledky hodnot celkové abundance i biomasy jednotlivých odlovných míst i jednotlivých zjištěných druhů jsou srovnatelné s výsledky většiny autorů zkoumajících lentické vody v záplavovém území. Pouze výsledky abundance i biomasy z odlovného místa T450B vysoce převyšovaly průměrné hodnoty, což bylo způsobeno početní eudominancí druhů *Pseudorasbora parva*, *Leucaspis delineatus* a *Alburnus alburnus*.

Jak již bylo řečeno výše, lentické vody aluvia řek mají obecně nižší druhovou pestrost ve srovnání s jinými akvatickými biotopy, zvláště s biotopy lotických vod (Holčík 1998b). To potvrdily i výsledky v této předkládané práci, kde oproti odlovům provedených v lotických vodách zájmové oblasti bylo zaznamenáno celkem o 10 druhů méně než ve vodách lentických. Jednalo se převážně o reofilní druhy (8 druhů). Tato skutečnost je závislá na mnoha faktorech. Jedním z nejzásadnějších je akvatické propojení těchto hydrologických funkčních celků s hlavním tokem. Vyšší míra izolace biotopu totiž obvykle znamená nižší úroveň pestrosti společenstva (Pezold 1998). Z výsledků z jednotlivých odlovných míst je patrné, že tato izolace vede k výrazným dominantám zastoupených zejména 4 druhy, což se shoduje s tvrzením Kuxe (1956), Lelka et Lusk (1965), Horáka (2000) a Halačky et al. (1998), kde je pro společenstva aluviálních stojatých vod typická početní i hmotnostní dominance některého ze zjištěných druhů. Z hlediska početnosti byly v zájmové oblasti lentických vod řeky Lužnice zastoupeny zejména eudominantní druhy *Esox lucius*, *Misgurnus fossilis*, *Perca fluviatilis* a *Carassius carassius*. Ostatně jak dokládá příloha č. 7, lze druh *Esox lucius* a *Misgurnus fossilis* považovat za druhy téměř vždy přítomné, a to zejména v roce 2003, kdy jejich konstace byla 100 %. Dále jsou druhy *Perca fluviatilis* a *Carassius carassius* s konstancí v rozpětí od 40 % do 66,67 % podle Rajcharda et al. (2002) řazeny do třídy III (druhy často se vyskytující) a třídy IV (druhy převážně se vyskytující). Naopak mezi vzácné druhy se řadí druh eurytopní, obecně ohrožený druh (NL - III) *Leuciscus idus* (zaznamenán pouze v roce 2004 v odlovném místě T207), dále eurytopní druh *Gymnocephalus cernus* a bohužel i exotický nepůvodní druh *Carassius auratus* (zaznamenán pouze v roce 2004 v odlovném místě T450B).

Velikostní i hmotnostní variabilita byla u většiny zjištěných druhů ryb celkově nižší, než uvádí Baruš et Oliva (1995 a, b), Hanel et Lusk (2005) a dokonce i Hartvich (1996). Tato skutečnost svědčí o absenci větších jedinců, která však nebyla pravidlem, např. u druhu *Misgurnus fossilis* byl odlovem v roce 2004 zaznamenán jedinec s délkou těla „standard length“ 280 mm a hmotností 150 g.

Variabilita hodnot Shannon-Wienerova indexu diverzity (H') ze všech 15 odlovných míst za celé sledované období se pohybovala od 0 do 1,7329. Tato variabilita nebyla tak výrazná a zároveň jednotlivé zjištěné hodnoty byly celkově nižší než zjištěné hodnoty v lotických vodách, které uvádějí jiní autoři. Zejména Holčík (1998b) ve svých výsledcích z aluvia řeky Dunaje (u ramen Trstená a Žofín) uvádí průměrné hodnoty indexu diverzity (H') 2,37, respektive 2,41 s výrazně větším rozpětím hodnot (až 5,12). Z toho vyplývá, že nejvyšší zjištěná hodnota indexu diverzity (H') v odlovném místě T81 nedosahovala ani průměrných hodnot uváděných Holčíkem (1998b), avšak celková druhová diverzita ve 2 sledovaných ramenech v aluviu řeky Dunaje byla výrazně vyšší (až 33 druhů v rameni Žofín a 27 druhů v rameni Trstená). Z celkového počtu 15 odlovných míst v lentických vodách byly během tříletého pozorování zjištěny nejvyšší hodnoty indexu diverzity (H') u 8 odlovných míst v roce 2003 (tedy až po katastrofální povodni ze srpna roku 2002). Naopak nejnižší hodnoty byly zaznamenány v roce 2002, a to celkem u 9 odlovných míst. Výsledky z lotických vod vykazovaly opačný trend, kde v roce 2002 byly u většiny odlovných míst zjištěny vyšší hodnoty indexu diverzity (H') než v roce 2003. Nejvyšší hodnoty indexu diverzity (H') v lentických vodách dosahovaly hydrologické funkční celky parapotamonu a plesiopotamonu, podobně jako uvádí i Zapletal et al. (2000).

Hodnota ekvitability se ve sledovaném období pohybovala v rozpětí od 0,0867 do 0,3760. Trend vývoje hodnot ekvitability pro jednotlivá odlovná místa byl podobný jako u indexu druhové diverzity. V odlovech po katastrofální povodni ze srpna 2002 byly zjištěny nejvyšší průměrné hodnoty ekvitability.

Sledovaný Simpsonův (Yules) index diverzity (H_s) klade větší důraz na hojně se vyskytující druh (Spellerberg 1991) a proto byl zpravidla nejvyšší v tom roce, ve kterém byl nejnižší Shannon-Wienerův index diverzity (H'). Podobně jako u výsledků z lotických vod nebyly protikladné hodnoty obou indexů pravidlem. Zejména v odlovném místě T450B byly paradoxně ve stejném roce (2004) zjištěny nejvyšší hodnoty obou sledovaných indexů i hodnota ekvitability. Tento stav byl způsoben velice zajímavým vývojem abundance i biomasou u eurytopního druhu *Esox lucius*, který byl odlovem prokázán sice až v roce 2003 s abundancí pouhých 483 ks/ha (dominance $D = 0,29 \%$) a s biomasou 84,14 kg/ha ($D = 13,97 \%$), avšak jeho abundance i biomasa následně (v roce 2004) výrazně vzrostla na hodnotu 10 544 ks/ha ($D = 57,41 \%$), respektive 643,74 kg/ha ($D = 63,03 \%$), jak je patrné i z obr. 41 na str. 126. Při této abundanci svým predáčním tlakem na druh (do této doby eudominantní) *Pseudorasbora parva*, *Alburnus alburnus* a *Leucaspis delineatus* způsobil úplné vymizení druhu *Pseudorasbora parva* a *Leucaspis delineatus* a výrazně snížil abundanci i biomasu u druhu *Alburnus alburnus*. Výše uvedenému dohadu, že druh *Esox lucius* byl do odlovného místa T450B vysazen, nasvědčuje i jeho délková variabilita těla 113 - 297 mm s průměrem 181 mm, kde převážná většina odlovených jedinců byla dvouletých.

Podle hodnot koeficientu F/C lze konstatovat, že populace ryb v lentických vodách (podobně jako v lotických vodách) zájmové oblasti je nevyvážená s výraznou převahou dravých druhů ryb, přestože Adámek (1997) tvrdí, že rybářské revíry jsou zpravidla hodnoceny jako nevyvážené, ale s převahou nedravých druhů ryb. Výrazná převaha nedravých druhů ryb (hodnota F/C 41,52) byla zjištěna pouze v 1 odlovném místě (T450B) a pouze v roce 2002. Ze všech sledovaných odlovných míst v lentických vodách zájmové oblasti byla (alespoň v 1 roce pozorování) hodnocena pouze 2 odlovná místa s optimálním poměrem nedravých a dravých druhů ryb. Relativně nízké zastoupení fytofilních kaprovitých druhů je pravděpodobně způsobeno brzkými a časově omezenými jarními záplavami, které

nevyhovují reprodukčním nárokům těchto druhů ryb (Lojkásek et al. 2002).

V převážné většině odlovných míst v lentických vodách byly v roce 2003 vyzorovány vyšší hodnoty obsahu kyslíku než v roce 2002. Nejvyšší rozdíly byly zjištěny u odlovných míst, ve kterých došlo (během srpnové povodně z roku 2002) k výraznému odplavení bahnitého sedimentu (detritu). Podle hodnot indexu hloubky, jež byly u většiny odlovných míst nejnižší v roce 2003, měla katastrofální povodeň ze srpna roku 2002 vliv na uniformitu dna jednotlivých odlovných míst.

Naměřené hodnoty konduktivity se během sledovaných let snižovaly a shodně u všech odlovných míst dosahovaly nejnižších hodnot v roce 2004.

Při povodních ryby volně migrují ze všech hydrologických funkčních celků do celé zatopené nivy, kde hledají vhodný výtěrový substrát, ale i potravu (Balon 1966c, Hartvich 1996). Při povodňových průtocích se některé druhy ryb mohou stát i driftem a pasivně tak migrují do níže položených klidnějších úseků (Reichard et Jurajda 2000). Naopak při klesajícím vodním stavu dochází ke spontánnímu znovuzarybnění hlubších vod, ale i mělčích depresí a periodických tůní, kde ryby přežívají do doby, než se výrazně změní chemismus vody (kyslíkové deficity) nebo dojde k vyschnutí (Horák et Machatka 2000, Welcome et al. 2006). Tato skutečnost vysvětluje již zmiňovanou přítomnost 2 reofilních druhů prokázaných odlovy v lentických vodách zájmové oblasti. Podobný průběh migrací byl popsán i při výzkumech na Dunaji (Holčík et Bastl 1977). V celém zájmovém území řeky Lužnice byla vyzorována určitá vyhraněnost migrací některých druhů ryb při výběru vhodného stanoviště. Druhy *Tinca tinca*, *Carassius carassius* a *Misgurnus fossilis* vyhledávaly i při vyšších vodních stavech jen lentické prostředí a na rozdíl od druhů *Rutilus rutilus* a *Perca fluviatilis* úspěšně přežívaly i v některých vodách pokud zcela nevyschnou (Schneider et Frost 1996). Nejčastěji to byly jen sporadicky zaplavované hydrologické funkční celky (zejména paleopotamon), jak mimo jiné dokládá obr. 55 na str. 155.

Katastrofální povodeň ze srpna 2002 měla výrazně pozitivní vliv na abundanci druhů *Misgurnus fossilis*, *Carassius carassius*, *Rutilus rutilus* a *Cobitis elongatoides*. Zmíněná povodeň napomohla i druhu *Esox lucius*, kde mu bylo podle hodnot konstance (73,33 % v roce 2002 a 100 % v letech 2003 a 2004) umožněno migrovat do všech sledovaných odlovných míst a dokonce v roce 2004 ještě zvýšit svou abundanci i biomasu.

Výrazně negativní vliv katastrofální povodně ze srpna 2002 se projevil v následném roce odlovu (tedy v roce 2003), a to ve snížení abundance i biomasy u většiny zjištěných limnofilních druhů ryb, zejména potom u druhu *Abramis Brama*, *Tinca tinca*, *Leucaspis delineatus* a *Scardinius erythrophthalmus*. Více než samotná povodeň způsobil toto snížení abundance i biomasy predáční tlak druhu *Esox lucius*.

Pro dynamiku ichtyofauny v hydrosystémech aluvia horní Lužnice je význam velkých povodní (jakou byla i katastrofální povodeň ze srpna roku 2002) nesporný. Při takovýchto povodních dochází k volné migraci ryb až do tůní, které jsou víceméně na hlavním toku již nezávislé. Bez velkých povodní dochází (u tůní vzdálenějších od hlavního toku) k rychlému procesu stárnutí, zazemňování a v konečném stádiu i k jejich zániku (Welcome et al. 2006). Proces úplného zániku je však dlouhodobý (poměrně dlouhá je fáze mokřadu), ale proces zazemňování a s ním spojená výrazná změna chemismu vody, která je limitující pro výskyt ryb. Z tohoto důvodu je propláchnutí a odplavení bahnitých sedimentů a detritu během vysokých povodňových stavů velmi důležité a cenné. Naproti tomu běžné, zpravidla časné jarní, povodně v aluvii horní Lužnice, již nemají renaturalizační charakter, nýbrž přinášejí z okolní nivy splaveniny, které se postupně ukládají v jednotlivých funkčních celcích a napomáhají tak k rychlejšímu procesu stárnutí. Nejvíce ohroženými jsou funkční celky paleopotamonu a plesiopotamonu. Během těchto povodní (s nízkou energií) sice dochází k alespoň částečnému odplavení jemného detritu, převyšuje však usazení hrubších frakcí. Tomuto procesu ukládání rovněž napomáhají kanály (přírodní nebo v minulosti člověkem vytvořené), které propojují jednotlivé funkční celky. Prvotní povodňová voda protékající v těchto kanálech má vysokou erozivní i unášecí sílu, ale v prostoru tůně se tato síla snižuje

a dochází k usazování hrubších frakcí unášených látek, přestože v tůni dojde ke krouživému proudění. Toto krouživé proudění je pro renaturalizaci tůní zpravidla velmi důležité zejména v počáteční fázi povodně, kdy je nejsilnější a nejvíce dochází k odplavení sedimentu z prostoru tůně. Krouživému proudění vody během povodně nebo zvýšených průtoků v aluviu řeky Lužnice rovněž napomáhají keře a solitérní stromy, za kterými (ve směru proudu) se mohou dokonce vytvořit i nové menší tůně. V prostřední fázi povodně, kdy je zalita celá niva, je krouživé proudění v prostoru tůně minimální a dochází spíše k sedimentaci unášených látek. Při konečné fázi povodně (při opadu povodňové vody) je sedimentace v tůních nejvyšší. Nevýhodou slabších povodní je i tvorba břehových (agradčních) valů jednotlivých funkčních celků, a to vlivem nízké unášecí schopnosti vody po odeznění krouživého pohybu v tůni. Tato skutečnost posléze snižuje účinnost dalšího propláchnutí, neboť břehové valy záhy porůstají vegetací a rozrušení následnou povodní je tím složitější. Naproti tomu silnější povodně mají schopnost sedimentované látky z prostoru tůně odplavit do širšího okolí aluvia. Naštěstí procesy v záplavových oblastech jsou velice dynamické a právě porůstání břehových valů, zejména keřovou vegetací v prostoru před tůní (z pohledu proudu vody), může za několik let podpořit zmiňované krouživé proudění vody a znovu renaturalizovat tůň.

Ke statistickému vyhodnocení naměřených dat bylo použito pouze lineárních metod: nepřímá PCA a přímá RDA (ter Braak et Šmilauer 1998). Segmentací toků a aluviálních oblastí se podrobně zabýval Welcomme et al. (2006). Již při zobrazení lineární nepřímé metody PCA bylo možno v modelu pozorovat rozčlenění jednotlivých odlovných míst do 4 skupin charakterizujících jednotlivé funkční celky aluvia řeky Lužnice. Odlovná místa T185 a T186 jsou v těsné blízkosti hlavního toku a po větší část roku je zachována jejich komunikace s hlavním tokem. Obě odlovná místa patří do funkčního celku parapotamonu s písčitým a šterkovitým dnem, s nízkým zastoupením detritu, s nízkým indexem hloubky, s výrazným hladinovým odečtem a s vysokým počtem přelití říční vodou. Odlovná místa T55, T81 a T207 jsou charakterizována především větší plochou vodní hladiny, větším objemem vody, vyšší maximální hloubkou i průměrnou hloubkou v době odlovu. Tato odlovná místa jsou charakteristickými zástupci plesiopotamonu. Mezi typické zástupce mělkého a zastíněného paleopotamonu patří odlovná místa T183, T186 a T207B. Odlovná místa T134, T136A a T136B byla v minulosti propojena odvodňovacím kanálem, a tak se místo původního paleopotamonu vytvořil tzv. pseudopotamon.

Metodou RDA s promítnutím měřených závislých proměnných: počet druhů, log abundance (logks/ha), log biomasy (logkg/ha), index diverzity Shannon Wiener (H'), index diverzity Simpson Yules (H_s), ekvitabilita (E) a koeficient (F/C) byl testován vliv sledovaných podmínek prostředí na tyto závislé proměnné. Již při pohledu na první 2 osy byla patrná vysoká hodnota procenta variability závislých proměnných (74,9 %), kterou tyto osy vysvětlovaly (49,7 % a 25,2 %). Při testu první osy i celkového modelu byly vidět průkazné vztahy (hladina signifikance $P = 0,026$, respektive $P = 0,002$), tzn. že nezávislé proměnné prostředí mají vliv na složení rybí obsádky (charakterizované indexovými daty). V grafickém zobrazení se výrazně odlišovalo odlovné místo T450B (tedy uměle vytvořená tůň), a to zejména hodnotami celkové abundance i biomasy (byly zde zjištěny mezní hodnoty abundance i biomasy).

Z celkového modelu bylo za pomoci metody RDA - forward selection vygenerováno celkem 5 průkazných (u všech $P \leq 0,05$) nezávislých proměnných (log. objemu vody v době odlovu, odlovná místa T450B a T207B, rok 2003 a obsah O_2 v 1 m), které měly statisticky průkazný vliv na složení rybí obsádky. Vlivy jednotlivých faktorů prostředí se zabýval DeAngelis et al. (1997), Erős et al. (2003), Humpl et Pivnička (2004, 2006).

V úzké pozitivní korelaci byly hodnoty celkové abundance, celkové biomasy a koeficientu F/C . Směrnice trendu těchto hodnot směřovala k odlovnému místu T450B, jak je uvedeno výše. Nejvyšší počet zjištěných druhů byl provedenými odlovy prokázán v roce 2003 a byl pozitivně korelován s obsahem O_2 v 1 m (vyšší obsah O_2 v 1 m má vliv na vyšší počet zjištěných druhů ryb). Větší objem vody v době odlovu měl pozitivní vliv

na ekvitabilitu (E) a index diverzity (H'). Naproti tomu odlovná místa s menším objemem vody v době odlovu vynikala vysokým indexem diverzity (Hs), tedy s početní převahou 1 druhu (převážně to byl druh *Esox lucius* nebo *Misgurnus fossilis*). Odlovné místo T207B se vyznačovalo nízkým počtem zjištěných druhů (za 3 roky sledování pouze 3 druhy ryb) a zároveň s výraznými kyslíkovými deficity u dna tohoto odlovného místa.

Podobně jako u hodnocení lotických vod byly dále použity metody RDA s promítnutím závislé proměnné nejprve abundance (ks/ha) a posléze i biomasy (kg/ha) jednotlivých druhů ryb zjištěných v lentických vodách zájmové oblasti. Obě tyto metody byly statisticky průkazné hned při testu prvé osy a stejně tak i celkového modelu. Celkový výsledný počet vygenerovaných pouze 3 pevných průkazných nezávislých proměnných (odlovné místo T81, T450B a rok 2003) svědčí o skutečnosti, že pro statistická hodnocení lentických vod za pomoci lineární přímé metody RDA je vhodnější použít jako závislé proměnné základní data zjednodušená v indexy. Tím se získá širší spektrum průkazných nezávislých proměnných. Toto zjištění je opačné, než tomu bylo výše u výsledků z lotických vod, ale i u výsledků uváděných Humpl et Pivnickou (2006). Toto zajímavé zjištění je dáno zejména složitostí a provázaností jednotlivých vztahů mezi sledovanými proměnnými a jejich vlivem na rybí populace. Mírné zjednodušení základních dat pak může napomoci k rozpoznání větších rozdílů, kde jejich variabilita je pak užší a nedochází tak ke zdvojení výpovědní hodnoty.

Z výše uvedeného vyplývá, že v lentických vodách (podobně jako ve vodách lotických) zájmové oblasti mají na složení rybí obsádky prokazatelně větší vliv konkrétní odlovná místa, která jsou charakteristická určitým typem biotopu (komplexem několika faktorů), než pouze jednotlivé měřené chemickofyzikální veličiny.

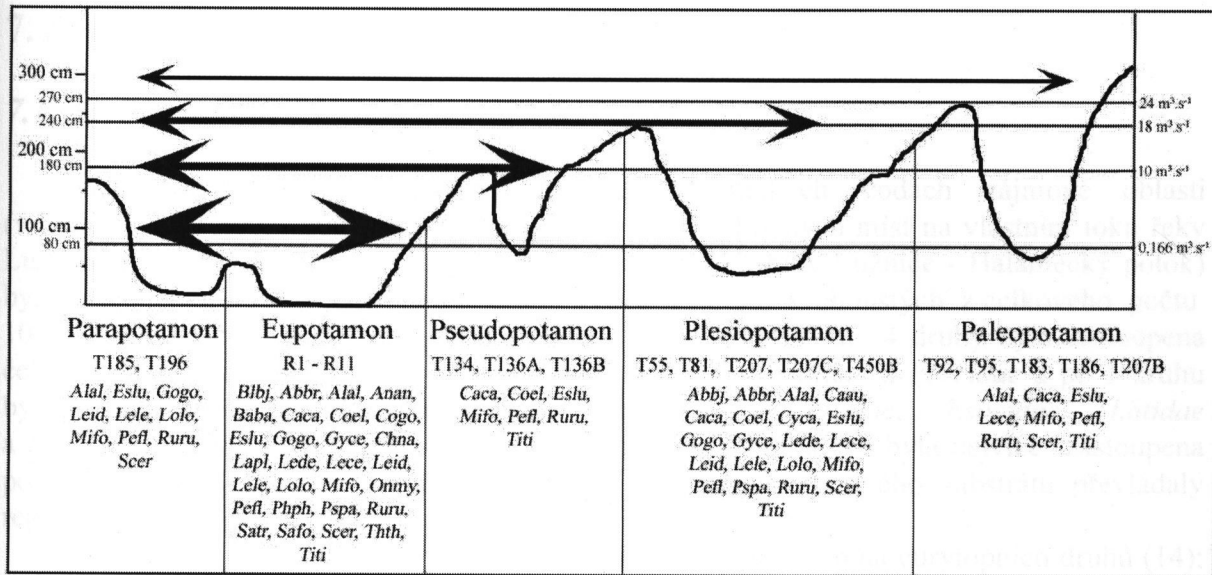
Jak dokládají výsledky z odlovů v lentických vodách a zejména pak výsledky z odlovů ryb při sledování třecích migrací, slouží ramena spojená s hlavním tokem (parapotamon) jako významná refugia pro většinu druhů ryb, které do těchto ramen běžně migrují i při normálním vodním stavu. Bohužel v celém zájmovém území horní Lužnice se nachází pouze několik takto fungujících parapotamonů. V příloze č.8 jsou uvedeny nejdůležitější revitalizační návrhy a objemy prací nutné k udržení, ale zejména ke zvýšení ekologické hodnoty těchto vybraných hydrologických funkčních celků. Jak prokázali Lusk et al. (1999), otevřením některých ramen k migraci ryb a výměně vody nepochybně dojde ke zlepšení podmínek pro rozvoj místní ichtyofauny a zvýšení druhové diverzity rybí populace. Proto je nutné apelovat na správce toku, ale i na Správu Chráněné krajinné oblasti Třeboňsko, aby tyto navrhované revitalizační akce zahrnuli do svých plánů. V případě státního podniku Povodí Vltavy je žádoucí, aby se zejména finančně nákladnější akce staly součástí návrhů pro *Plán povodí České republiky*. Drobnější revitalizační akce může Správa Chráněné krajinné oblasti Třeboňsko zařadit do návrhů o žádost finančních prostředků z Programu péče o krajinu a pouze se souhlasem vodohospodářského úřadu je realizovat. MO ČRS České Velenice je dokonce ochotna realizovat některá z uvedených revitalizačních opatření na své náklady.

6.3. Diskuse k migracím ryb mezi hlavním tokem a záplavovým územím

Úsek toku od státní hranice s Rakouskem po obec Suchdol nad Lužnicí patří k nejrozsáhlejším územím se zachovalým přírodním charakterem toku v České republice. V minulosti byla řeka i přilehlé aluvium této oblasti jen velmi málo upravováno člověkem a tok si dodnes zachoval přirozené korytotvorné funkce s permanentním vytvářením a zánikem tůní, písčných ostrůvků, slepých, mrtvých a starých ramen (Holub et al. 2004a). Regulační úpravy hlavně dolních toků většiny řek, mají za následek vznik řady odstavných říčních ramen, které jsou tvořeny původním, starým korytem (Just et al. 2005). V aluviu horní Lužnice vznikají tato říční ramena přirozenou cestou, kdy si za vysokých vodních stavů (podobně jako při katastrofální povodni v roce 2002) proud řeky boční erozí vytvoří nové koryto. Z původního koryta tak postupně vznikají boční průtočná ramena, ze kterých

se procesem stárnutí stávají slepá a nakonec mrtvá ramena (Prach et al. 1996d). Při zvýšených vodních stavech dochází k vylévání vody z koryta do záplavového území řeky Lužnice. Tento fenomén následně umožňuje migraci ryb, které hledají v čerstvě zaplaveném území potravu nebo vhodný výtěrový substrát. Ryby využívají ke své reprodukci vlastní tok Lužnice, řada druhů však ke tření vyhledává i říční ramena trvale či dočasně spojená s řekou nebo tůň, které jsou pravidelně dotovány říční vodou (Holub et al. 2004b). V obr. 55 je znázorněno, jaké druhy ryb preferovaly jednotlivé funkční celky v celém zájmovém území a dále lze z obr. 55 vyčíst jednotlivé hodnoty průtoků a výšek vodního sloupce, při kterých dochází k propojování hydrologických funkčních celků říční vodou.

Obr. 55: Model migrace ichtyofauny v hydrosystémech aluvia horní Lužnice při různé výšce vodního sloupce (cm) a průtoku ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)



Pozn.: Síla směrové šipky vyjadřuje míru intenzity migrace mezi jednotlivými hydrologickými funkčními celky.

Výše uvedené výsledky potvrzují skutečnost zjištěnou Adámkem (1997), Hartvichem (1996), Prachem et al. (1996a) a Hartvichem et al. (1998a), že na nově zaplavená stanoviště a do říčních ramen nejrychleji migruje druh *Esox lucius*, *Perca fluviatilis* a *Rutilus rutilus*. Hohašová et Jurajda (1996a, b) uvádějí, že slepá ramena preferuje druh *Abramis brama* a *Cyprinus carpio*, jestliže větší část těchto ramen je hlubší než 1 m, což je předpokladem pro dostatečný objem vody a tím zajistí i stabilizaci hydrochemického režimu i v období sucha.

Z popisu vybraných říčních ramen je zřejmé, že podmínka průměrné hloubky byla naplněna, přesto však nebyla u druhu *Cyprinus carpio* prokázána migrace do těchto říčních ramen. Jak dokládá příloha č. 7, důvodem byla skutečnost, že tento druh dosahoval nulové konstance pro odlovy prováděné v lotických vodách a pro odlovy v lentických vodách dosahovala jeho četnost výskytu pouze 1 odlovné místo (v každém roce pozorování). Naproti tomu u druhu *Abramis brama* nebyla četnost jeho výskytu v odlovech pro lotické vody o mnoho vyšší (2 odlovná místa shodně v roce 2003 i 2004), přesto do sledovaných říčních ramen migroval v hojném počtu. Podle Hladíka et Kubečky (2002) i Hartvicha et al. (2004) většina druhů ryb, zejména pak reofilních druhů, které migrují do záplavového území, citlivě reagují na kolísání průtoku a teploty vody a již při mírném poklesu průtoku a zvýšení teploty migrují zpět do hlavního koryta řeky. Při normálním vodním stavu běžně migrují do parapotamonu.

Z obr. 52 (str. 140) a 53 (str. 141) je zřejmé, že intenzita migrace mezi řekou Lužnicí a sledovanými říčními rameny je silně ovlivněna kolísáním teploty vody a výškou vodního sloupce (v závislosti na průtoku). Ke stejným závěrům dospěl i Hladík et Kubečka (2003), když při sledování migrace mezi vodním dílem Římov a řekou Malší vyzoroval nejvyšší intenzitu migrace při teplotě vody 13 - 14 °C, a to pro většinu druhů ryb. Siligato (1999)

vypozoroval nejvyšší intenzitu migrace při teplotě vody nad 12 °C. Mírně vyšší rozpětí teplot (viz tab. 56 na str.142) pro nejintenzivnější migraci ryb mezi řekou Lužnicí a sledovanými říčními rameny oproti výsledkům uváděných Hladíkem et Kubečkou (2003) bylo způsobeno především zařazením 2 říčních ramen s rozdílnou teplotou vody. Odlovné místo V185 je dotováno chladnou spodní pramenitou vodou. Jak je z výsledků zřejmé, jednotlivé druhy ryb migrovaly do vybraných říčních ramen v různém poměru pohlaví. U druhu *Abramis brama* byl odchycen větší počet mlíčáků než jikernaček, a to v poměru pohlaví 3 : 2. Vyšší počet mlíčáků než jikernaček uvádí i Holčík (1998a). Naopak nejnižší počet mlíčáků byl zjištěn u druhu *Rutilus rutilus* a *Esox lucius*, kde na 7 mlíčáků připadalo 10 jikernaček. Zejména u druhu *Esox lucius* může tento poměr být příčinou nízkého oplození jiker. Podle Baruš et al. (1995a, b) by mělo obvykle 1 jikernačku doprovázet několik mlíčáků.

7. Závěr

7.1. Rybí osídlení v lotických vodách

Provedeným ichtyologickým průzkumem v lotických vodách zájmové oblasti (v každém roce 2002, 2003 a 2004 bylo proloveno 9 odlovných míst na vlastním toku řeky Lužnice a 2 odlovná místa na 1 z pravostranných přítoků řeky Lužnice - Halánecký potok) byl zaznamenán výskyt celkem 28 druhů ryb a 1 druhu kruhoústých z celkového počtu 10 čeledí. Nejvíce (15 druhů) byla zastoupena čeleď *Cyprinidae*, 4 druhy byla zastoupena čeleď *Salmonidae*, po 2 druzích byla zastoupena čeleď *Cobitidae* a *Percidae* a po 1 druhu byla zastoupena čeleď *Anguillidae*, *Balitoridae*, *Cottidae*, *Esocidae*, *Lotidae* a *Petromyzontidae*. Dle preference potravy jednotlivých druhů ryb byla nejvíce zastoupena potravní skupina Ca.1 (17 druhů ryb) a dle preference výtěrového substrátu převládaly reprodukční skupiny A.1.4 a A.1.5 (shodně po 7 druzích).

Dle vztahu k proudivosti byla nejpočetněji zastoupena skupina eurytopních druhů (14); reofilních druhů bylo 10 a limnofilních druhů bylo 5. Podle vztahu ryb k migraci bylo nejvíce druhů zaznamenáno v kategorii SD - migrační tahy do 100 km (16 druhů). Kategorie NM - netažný druh - byla zastoupena 10 druhy a pouze 3 druhy byly zařazeny do LD - migrační tahy nad 100 km. Tímto průzkumem byl dále zjištěn výskyt 7 zvláště chráněných druhů ryb a mihulovců. Také byl prokázán výskyt 1 kriticky ohroženého druhu (NL - I) *Lampetra planeri*, 1 silně ohroženého druhu (NL - II) *Cobitis elongatoides* a 5 druhů patřících do kategorie ohrožených (NL - III) *Leuciscus idus*, *Lota lota*, *Misgurnus fossilis*, *Phoxinus phoxinus* a *Cottus gobio*. Celkové snížení antropického znečištění přispělo k větší čistotě vody a ke zvýšení ekologické hodnoty toku horní Lužnice a přilehlého aluvia.

Z výsledků vyplývá, že druhově nejpestřejším odlovným místem bylo odlovné místo R6, kde v roce 2004 bylo zjištěno 13 druhů ryb a odlovné místo R8, kde bylo v roce 2003 zjištěno 12 druhů ryb a 1 druh kruhoústých. Tedy takové, ve kterých se střídá několik biotopů, proudivé úseky přecházející v klidnější, výskyt tůní i písčných lavic a v neposlední řadě i výskyt vhodných úkrytů pro ryby. Naopak nejméně druhů (pouze 4) bylo zjištěno v odlovném místě R11. V průměru ze všech 3 let sledování bylo nejvíce druhů (11) zjištěno v odlovném místě R1 a naopak nejméně druhů (v průměru pouze 5) bylo zaznamenáno v odlovném místě R7, tedy v regulovaném úseku řeky Lužnice.

Variabilita celkové abundance a biomasy se v jednotlivých odlovných místech lotických vod za sledované období pohybovala od 240 ks/ha do 23 600 ks/ha, respektive od 7,46 kg/ha do 320,75 kg/ha. Po katastrofální povodni ze srpna roku 2002 byl v odlovech v roce 2003 pozorován výrazný nárůst celkové abundance i biomasy oproti roku 2002 a v odlovech z roku 2004 byl zaznamenán opětovný pokles těchto hodnot. Nejvyšších hodnot celkové abundance i biomasy vykazovala odlovná místa R10 a R11 zařazená do úseku č. 8 - Přepad z Halánecké pískovny, kde dochází k pravidelnému dotování rybí obsádky z výše položeného Haláneckého jezera. Naopak nejnižší hodnoty abundance i biomasy byly zjištěny v odlovném

7, kde jak už bylo výše řečeno, byla v minulosti provedena regulace toku formou
ení a napřímení toku. Nejvyšší celková abundance přepočtená na 1 ha byla zjištěna
2003 v pravostranné přítoku řeky Lužnice, v odlovném místě R11. Této hodnotě
ks/ha) se z odlovných míst situovaných na řece Lužnici přiblížila pouze hodnota
celkové abundance zjištěné rovněž v roce 2003 v odlovném místě R4 (23 400 ks/ha).
vem povodně došlo k řadě vývratů a břehovým nátržím, avšak tyto změny vedly
ení ekologické hodnoty toku, na kterou výrazně reagovaly i ryby, a to zvýšením
abundance i celkové biomasy. V roce 2003 provedené revitalizační opatření (v úseku
e považovat za úspěšné, přestože došlo k zahloubení toku. Pozitivně se zde projevila
a břehového porostu a dočasné zvýšení potravní nabídky.

nejvyšší možné konstance (tedy 100%) dosahoval pouze jediný druh *Perca fluviatilis*,
yl zaznamenán ve všech 11 lokalitách a ve všech odlovech během sledovaných let
2003 a 2004. Mezi druhy téměř vždy přítomné lze ještě zařadit *Gobio gobio*, *Leuciscus*
us a *Rutilus rutilus*. Naopak pouze v 1 roce pozorování a v 1 odlovném byly
enány 2 exotické druhy *Carassius auratus* a *Pseudorasbora parva* a dále *Blicca*
a, *Salvelinus fontinalis* a *Leucaspis delineatus*. Převážná většina těchto druhů byla
enána pouze v odlovu z roku 2002 (tedy před katastrofální povodní ze srpna roku
s výjimkou *Leucaspis delineatus*, který byl odlovem prokázán až v roce 2004. Oproti
n v lentických vodách nebyl zaznamenán výskyt *Cyprinus carpio* a *Carassius*
us.

většiny zaznamenaných druhů byla délková variabilita v roce 2003 užší než tomu
oce 2002 i 2004, přestože počet měřených ryb byl v roce 2003 výrazně vyšší.

ariabilita hodnot Shannon-Wienerova indexu diverzity (H') ze všech 11 odlovných
celé sledované období se pohybovalo od 0,8351 do 2,0519. Nejvyšší průměrné
y Shannon-Wienerova indexu diverzity (H') i ekvitability byly zaznamenány v roce
o katastrofální povodni, byl z odlovů provedených v roce 2003 pozorován výrazný
ěchto hodnot. Vlivem povodně došlo převážně u limnofilních druhů k pasivní migraci
nějších partií toku, ale i do zaplavené nivy.

odle hodnot koeficientu F/C lze obecně konstatovat, že populace ryb v lotických
zájmové oblasti je nevyvážená s převahou dravých druhů ryb. Pouze v odlovných
v úseku č. 8 byla pozorována převaha nedravých druhů ryb. Zejména výsledky z roku
vědčí o vyšší vyváženosti tohoto poměru, kde z celkového počtu 11 sledovaných
ých míst bylo 5 odlovných míst hodnoceno s vyváženým poměrem nedravých
ých druhů ryb. V letech 2002 a 2004 v jednotlivých odlovných místech výrazně
ovaly nevyvážené populace ryb s převahou dravých druhů (pro rok 2002 to bylo
vných míst a 7 pro rok 2004). Katastrofální povodeň ze srpna roku 2002
ouvisející i dlouhé zaplavení celého aluvia se pozitivně projevila na vyšších hodnotách
entu F/C. V případě řeky Lužnice jsou nejvyšší vodní stavy na jaře (konkrétně
u) v době tání sněhu v pramenné oblasti. Zejména tyto brzké a časově velmi omezené
plavy nevyhovují reprodukčním nárokům většiny nedravých druhů ryb a zejména pak
ím kaprovitým druhům, což podle Lojkáska et al. (2002) vede k nízkému zastoupení
druhů ryb v tocích tzv. Oderského typu.

a základě změřených proměnných prostředí, byla lineární nepřímou metodou PCA,
na vzájemná odlišnost jednotlivých odlovných míst. Nejvíce se odlišovala odlovná
R10 a R11 (úsek č. 8), tedy pravostranný přítok řeky Lužnice. Z odlovných míst
ných na vlastním toku řeky Lužnice se nejvíce odlišovala odlovná místa R1 a R2 (úsek
erá na rozdíl od ostatních mají charakter pstruhového pásma.

ři testování vlivu měřených podmínek prostředí lotických vod na rybí obsádku
oci lineární metody RDA, bylo zjištěno, že použitím základních dat (ks/ha a kg/ha
vých druhů ryb) zjednodušených v indexy [index diverzity Shannon Wiener (H'),
diverzity Simpson Yules (H_s), ekvitabilita (E), koeficient (F/C), počet druhů,
undance (logks/ha) a biomasa (kg/ha)] jako závislé proměnné není vhodné. Vlivem

indexování může docházet ke ztrátě výpovědní hodnoty. Při promítnutí těchto indexových dat do metody RDA se průkaznost vlivu proměnných prostředí na rybí obsádku lotických vod zájmové oblasti projevila až při pohledu na celkový model, a to pouze při indikativní hladině signifikance $P = 0,084$. Nevhodnost použití zjednodušených dat při testování metodou RDA v lotických vodách řeky Lužnice potvrdily následné testy s promítnutím pouze základních dat, kde průkaznost vlivu proměnných prostředí nejprve na abundanci a posléze i na biomasu jednotlivých druhů ryb byla patrná již při pohledu na první osy. Při pohledu na celkové modely byla hladina signifikance ještě průkaznější $P = 0,012$, respektive $P = 0,006$. Ze všech sledovaných nezávislých proměnných při trojím různém testu metodou RDA - forward selection byla průkaznost vlivu na rybí osádku prokázána: u průměrné šířky jednotlivých odlovných míst, u celkové plochy jednotlivých odlovných míst, u relativního zastoupení písčitého i kamenitého substrátu dna, u teploty vody, u obsahu O_2 , u odlovných míst R1, R2, R4, R7, R10 a u roku 2002, 2003. Hodnota signifikance se u těchto proměnných pohybovala v rozpětí od $P = 0,002$ do $P = 0,03$.

Teplejší úseky s vyšším relativním podílem detritu v lotických vodách zájmového území prokazatelně vyhledávaly druhy *Anguilla anguilla*, *Misgurnus fossilis*, *Cobitis elongatoides*, *Perca fluviatilis* a dokonce i reofilní druhy *Leuciscus leuciscus* a *Leuciscus cephalus*. Naproti tomu v prostředí s vyšším relativním zastoupením kamenitého substrátu dna, tedy v odlovných místech R1 a R2 dosahovaly prokazatelně nejvyšších hodnot abundanc i biomasy druhy *Salmo trutta morpha fario*, *Oncorhynchus mykiss*, *Barbatula barbatula*, *Thymallus thymallus*, *Phoxinus phoxinus*, *Lampetra planeri*, *Salvelinus fontinalis* společně s náhodným výskytem limnofilních druhů *Tinca tinca* a *Pseudorasbora parva*. Písčité substrát dna (v době prováděných odlovů) nejvíce preferoval *Lota lota*, *Gymnocephalus cernuus*, *Abramis brama* a *Alburnus alburnus*.

Z výše uvedeného je zřejmé, že v lotických vodách zájmové oblasti mají na složení rybí obsádky prokazatelně vyšší vliv konkrétní odlovná místa, která jsou charakteristická určitým typem biotopu (složitým komplexem řady faktorů), než pouze konkrétní jednotlivé měřené chemickofyzikální veličiny.

Na základě skutečnosti, že výskyt většiny druhů ryb byl v minulosti negativně ovlivňován špatnou kvalitou vody s občasným únikem toxických látek z aglomerace České Velenice – Gmünd, lze z tohoto ichtyologického průzkumu v zájmové oblasti lotických vod řeky Lužnice usuzovat, že se zvyšující kvalitou vody v řece Lužnici stoupá i druhová pestrost, abundance a biomasa ryb. Z tohoto důvodu je pro ochranu populací ryb a kruhoústých v celém hydrosystému aluvia horní Lužnice nutné se zaměřit především na komplexní ochranu celého území, nadále zvyšovat kvalitu vody, zachovat původní vodní režim, zabezpečit ochranu trdliš, posílením jednotlivých populací intervenčním vysazováním (používat pouze násady pocházející z populace, která má být posílena) a v neposlední řadě provádět důslednou kontrolu dodržování zákonných předpisů a vyhlášek na ochranu přírody a krajiny a zejména zvláště chráněných druhů ryb (*Lampetra planeri*, *Cobitis elongatoides*, *Leuciscus idus*, *Lota lota*, *Misgurnus fossilis*, *Phoxinus phoxinus* a *Cottus gobio*).

Katastrofální povodeň ze srpna roku 2002 poznamenala celý tok řeky Lužnice i přilehlého aluvia. Ve většině případů došlo pouze k vývrátům stromů, k drobným i větším břehovým nátržím, k přesunu sedimentů, k tvorbě tůní a písčiny lavic. Všechny tyto změny vedly ke zvýšení ekologické hodnoty toku. Pouze v odlovném místě R5, které bylo ukázkou nevhodného přechodu z přírodě blízkého toku do napřímeného člověkem silně ovlivněného toku, došlo k výrazným změnám v morfometrii toku. Katastrofální povodeň ze srpna roku 2002 zde však plnila funkci spíše revitalizační, přestože v roce 2003 bylo pozorováno snížení Shannon-Wienerova indexu diverzity (H') i ekvitality, ale na druhé straně došlo k výraznému nárůstu celkové abundanc i biomasy. Zejména na základě tohoto zjištění je nutné apelovat na správce toku, aby neprováděl opětovnou fixaci břehové linie, neodtěžoval písčiny lavice a nezahrnoval nově vytvořené tůně. U vývrátů a padlých stromů do vlastního

průtočného profilu toku Lužnice je potřeba zvážit, zda je skutečně nezbytně nutné provést tak ekonomicky náročné vytěžení těchto stromů.

Příčné bariéry v korytě řeky Lužnice, které brání volné migrační prostupnosti je nutné řešit se správcem toku a v dohledné době realizovat navrhovaná opatření uvedená již Hartvichem et al. (1998a). V případě návrhů, které jsou finančně nákladnější (tvorba rybích přechodů) je žádoucí, aby se tyto záměry staly součástí návrhů pro *Plán povodí České Republiky*. Při vlastní realizaci je nutné dát přednost přírodě blízkým opatřením, která jsou více univerzální, lépe plní svou funkci a nenarušují krajinný ráz (Cowx et Welcomme 1998; Just et al. 2005).

7.2. Rybí osídlení v lentických vodách

Lentické vody aluvia řeky Lužnice mají nižší druhovou pestrost ve srovnání s výsledky z lotických vod, ve kterých bylo zjištěno o 10 převážně reofilních druhů více. Celkové snížení antropického znečištění řeky Lužnice se pozitivně projevilo na druhové pestrosti hlavního toku, ale i přilehlého aluvia.

Provedeným ichtyologickým průzkumem v lentických vodách zájmové oblasti (v každém roce 2002, 2003 a 2004 bylo proloveno 15 odlovných míst v různých hydrologických funkčních celcích aluvia řeky Lužnice) byl potvrzen výskyt celkem 21 druhů ryb z 5 čeledí. Nejpočetněji byla zastoupena čeleď *Cyprinidae* (16 druhů), čeleď *Cobitidae* byla zastoupena 2 druhy a po 1 druhu byla zastoupena čeleď *Esocidae*, *Lotidae* a *Percidae*.

Dle preference potravy jednotlivých druhů ryb byla nejvíce zastoupena potravní skupina Ca.1 - nesespecializovaní masožravci (10 druhů ryb) a dle preference výtěrového substrátu převládala reprodukční skupina A.1.5 - nebudující hnízda, jikry pokládající na otevřeném podkladě, fytofilní (9 druhů ryb). Dle vztahu k proudivosti byla nejpočetněji zastoupena skupina eurytopních druhů (13), limnofilních druhů bylo zaznamenáno 6 a reofilní skupina byla zastoupena 2 druhy ryb. Podle vztahu ryb k migraci bylo nejvíce druhů zaznamenáno v kategorii SD - migrační tahy do 100 km (13 druhů).

Vysoké ekologické hodnotě sledovaného území (Biosferická rezervace UNESCO, CHKO Třeboňsko, EVL Třeboňsko střed a PR Horní Lužnice) nasvědčuje i prokázaný výskyt 4 zvláště chráněných druhů ryb: v kategorii silně ohrožený druhu (NL - II) *Cobitis elongatoides* a v kategorii ohrožených (NL - III) *Leuciscus idus*, *Lota lota* a *Misgurnus fossilis*. Druhy *Cobitis elongatoides* a *Misgurnus fossilis* jsou rovněž zařazeny do přílohy II Směrnice Rady č. 92/43/EEC.

Taxonomicko-nomenklaturické změny u rodu *Cobitis* popisuje Hanel et Lusk (2005). V hydrosystémech řeky Lužnice byli loveni diploidní jedinci druhu *Cobitis elongatoides*.

Výsledky abundance i biomasy z jednotlivých odlovných míst v lentických vodách (získaných během let 2002, 2003 a 2004) dosahují, podobně jako výsledky z lotických vod, vysoké variability mezi minimální a maximální zjištěnou hodnotou (0 - 214 503 ks/ha) respektive (0 - 1 021,3 kg/ha).

Nejvyšší hodnoty abundance i biomasy byly zaznamenávány v hydrologických funkčních celcích plesiopotamonu, konkrétně v odlovném místě T450B (uměle vytvořená tůň v úseku č. 7 řeky Lužnice s patrovitým litorálem porostlým submersní vegetací a bahnitým sedimentem vyhovujícím nárokům kaprovitých druhů ryb).

Naopak nejnižší hodnoty abundance i biomasy byly zaznamenávány ve funkčních celcích paleopotamonu, konkrétně v odlovném místě T183. Zejména velká vzdálenost od hlavního toku, vysoké zastínění a časté kyslíkové deficity neumožňují rybám stabilní osídlení tohoto odlovného místa.

Na základě hydrologických změn docházelo k dynamickému vývoji ichtyofauny v celém sledovaném aluviu řeky Lužnice. Pozitivní vliv katastrofální povodně ze srpna 2002 se projevil na průměrných hodnotách celkové abundance i biomasy, kde v obou případech byly v roce 2003 zjištěny nejvyšší průměrné hodnoty oproti průměrným hodnotám z let 2002 a 2004.

Nejzajímavější vývoj ichtyofauny během sledovaného období byl pozorován v odlovném místě T450B. Celkový vývoj zde ovlivnil zejména eurytopní druh *Esox lucius*, který byl odlovem prokázán až v roce 2003. V roce 2004 jeho abundance i biomasy výrazně vzrostla a silným predčním tlakem tak úplně eliminoval výskyt do té doby vysoce eudominantních druhů *Pseudorasbora parva*, *Leucaspis delineatus* a výrazně snížil abundanci i biomasu u druhu *Alburnus alburnus*. Tyto skutečnosti se projeví zejména na vývoji celkové abundance, kde v roce 2002 byla hodnota celkové abundance 214 503 ks/ha, následně v roce 2003 klesla na 168 965 ks/ha a v roce 2004 dosahovala pouhých 18 367 ks/ha. Zajímavý byl i vývoj hodnoty koeficientu F/C, který během sledovaných let klesal nejprve z výrazné převahy nedravých druhů ryb v roce 2002, přes vyváženou populaci v roce 2003 až v roce 2004 k výrazné převaze dravých druhů ryb.

Mezi eudominantní druhy v celé zájmové oblasti lentických vod řeky Lužnice patřil *Esox lucius*, *Misgurnus fossilis*, *Perca fluviatilis* a *Carassius carassius*.

Podle hodnot konstance lze druhy *Esox lucius* a *Misgurnus fossilis* považovat za druhy téměř vždy přítomné, zejména pak v roce 2003 (tedy po katastrofální povodni ze srpna roku 2002), kdy byla jejich konstance 100 %. Druh *Perca fluviatilis* a *Carassius carassius* s variabilitou konstance od 40 % do 66,67 % je označen jako druh často se vyskytující a druh převážně se vyskytující. Naopak mezi vzácné druhy (výskyt pouze v 1 roce pozorování a v 1 odlovném místě) se řadil eurytopní, obecně ohrožený (NL - III) druh *Leuciscus idus* (zaznamenán pouze v roce 2004 v odlovném místě T207), dále eurytopní druh *Gymnocephalus cernus* a exotický nepůvodní druh *Carassius auratus* (zaznamenán pouze v roce 2004 v odlovném místě T450B).

Variabilita hodnot Shannon-Wienerova indexu diverzity (H') ze všech 15 odlovných míst za celé sledované období se pohybovala od 0 do 1,7329. Celkově užší variabilita a zároveň i nižší jednotlivé zjištěné hodnoty, než které jsou uváděny v jiných aluviálních vodách, byla způsobena relativně nízkým počtem zjištěných druhů. Katastrofální povodeň ze srpna roku 2002 umožnila migraci ryb i do nejvzdálenějších částí aluvia, což se projevilo na zvýšení indexu diverzity (H') těchto vod. Toto zjištění je opačné, než vykazují výsledky z lotických vod, kde v roce 2002 byly u většiny odlovných míst zjištěny vyšší hodnoty indexu diverzity (H') než v roce 2003. Vlivem vysokých povodňových průtoků došlo k pasivní i aktivní migraci (převážně limnofilních druhů ryb) do klidnějších partií toku, ale i do zaplavené nivy, kde bylo následně po odeznění povodňové vody pozorováno shromažďování ryb, při kterém se nezvyšovala jen celková abundance a biomasa, ale i druhová diverzita. Nejvyšší hodnoty indexu diverzity (H') v lotických vodách dosahovaly hydrologické funkční celky parapotamonu a plesiopotamonu.

Hodnota ekvitabilita se pohybovala v rozpětí od 0,0867 do 0,3760. Trend vývoje těchto hodnot byl pro jednotlivá odlovná místa podobný jako u indexu druhové diverzity. V roce 2003 byly zjištěny nejvyšší hodnoty ekvitability, a to celkem u 7 odlovných míst.

Podle hodnot koeficientu F/C lze konstatovat, že populace ryb v lentických vodách (podobně jako v lotických vodách) zájmové oblasti je nevyvážená s výraznou převahou dravých druhů ryb. Nízké zastoupení nedravých, převážně fytofilních kaprovitých druhů je způsobeno brzkými a časově omezenými jarními záplavami, které nevyhovují reprodukčním nárokům těchto druhů ryb.

Pro dynamiku ichtyofauny v hydrosystémech aluvia horní Lužnice je význam velkých povodní (jakou byla i katastrofální povodeň ze srpna roku 2002) nesporný. Při povodních podobného rozsahu dochází k volné migraci ryb až do tůní, které jsou víceméně na hlavním toku již nezávislé. Bez těchto velkých povodní dochází (u tůní vzdálenějších od hlavního toku) k rychlému procesu stárnutí, zazemňování a v konečném stádiu i k jejich zániku. V celém zájmovém území řeky Lužnice byla vypořádána určitá vyhraněnost migrací některých druhů ryb při výběru vhodného stanoviště. Druhy *Tinca tinca*, *Carassius carassius* a *Misgurnus fossilis* vyhledávaly i při vyšších vodních stavech jen lentické prostředí a na rozdíl od druhů *Rutilus rutilus* a *Perca fluviatilis*, úspěšně přežívaly i v mělkém jen

sporadicky zaplavovaném paleopotamonu. U eurytopního druhu *Esox lucius* nebyla vypořádována úzká vyhraněnost výběru vhodného stanoviště pro některý z funkčních celků. Naopak během povodně ze srpna 2002 mu bylo umožněno migrovat do všech sledovaných odlovných míst a dokonce v roce 2004 zde ještě zvýšit svou abundanci i biomasu, přičemž svým predaním tlakem negativně působil na abundanci i biomasu ostatních druhů ryb.

Katastrofální povodeň ze srpna roku 2002, propláchnutí (renaturalizace) zejména paleopotamonu a plesiopotamonu a následné dlouhé zaplavení celé nivy řeky Lužnice mělo výrazně pozitivní vliv na abundanci druhu *Misgurnus fossilis*, *Carassius carassius*, *Rutilus rutilus* i *Cobitis elongatoides*.

Pro renaturalizaci jednotlivých funkčních celků má zásadní vliv počáteční fáze povodně a krouživé proudění, kdy dochází k nejvýraznějšímu odplavení sedimentů z prostoru tůň a tím i k oddálení procesu stárnutí.

Segmentace sledovaných odlovných míst do 4 hydrologických funkčních celků v lentických vodách zájmové oblasti (parapotamonu, plesiopotamonu, paleopotamonu a dokonce i do pseudopotamonu) byla potvrzena statistickým vyhodnocením lineární nepřímou metodou PCA.

Vliv nezávislých proměnných (měřených podmínek prostředí) na rybí osídlení [počet druhů, log abundance (logks/ha), log biomasy (logkg/ha), index diverzity Shannon Wiener (H'), index diverzity Simpson Yules (H_s), ekvitabilita (E) a koeficient (F/C)], byl prokázán lineární metodou RDA. Prvé 2 osy vysvětlovaly 74,9 % variability závislých proměnných a při testu první osy i celkového modelu byly patrné průkazné vztahy (hladina signifikance $P = 0,026$, respektive $P = 0,002$).

Z celkového modelu bylo metodou RDA - forward selection vygenerováno celkem 5 nejprůkaznějších nezávislých proměnných (log. objemu vody v době odlovu, odlovná místa T450B a T207B, rok 2003 a obsah O_2 v 1 m), které měly statisticky průkazný vliv ($P \leq 0,05$) na složení rybí obsádky. V odlovném místě T450B byly statisticky průkazně zjištěny nejvyšší hodnoty celkové abundance, celkové biomasy i koeficientu F/C . Vyšší obsah O_2 v 1 m měl v roce 2003 statisticky průkazný vliv na zvýšení počtu druhů ryb. Větší objem vody v době odlovu měl průkazný vliv na zvýšení hodnot ekvitability i Shannon Wienerova indexu diverzity (H'). Naproti tomu odlovná místa s menším objemem vody v době odlovu vynikala vysokým indexem diverzity (H_s), tedy s početní převahou 1 druhu (převážně to byl *Esox lucius* nebo *Misgurnus fossilis*). V odlovném místě T207B bylo v závislosti na kyslíkových deficitech u dna zjištěno prokazatelně méně druhů ryb.

Při snaze konkretizovat vliv sledovaných nezávislých proměnných nejprve na abundanci a posléze i na biomasu jednotlivých druhů ryb, byly oba modely průkaznější při testu první osy, i celého modelu než výše uváděná průkaznost při promítnutí indexových dat jako nezávislé proměnné. Avšak celkový výsledný počet vygenerovaných 3 pevných průkazných nezávislých proměnných (odlovná místa T81, T450B a rok 2003) byl nižší, což svědčí o skutečnosti, že pro statistická hodnocení lentických vod za pomoci užití lineární přímé metody RDA je vhodnější použít jako závislé proměnné základní data zjednodušená v indexy. Tím se získá širší spektrum průkazných nezávislých proměnných. Tato skutečnost je dána zejména složitostí a provázaností jednotlivých vztahů mezi sledovanými proměnnými a jejich vlivem na rybí populace. Mírné zjednodušení základních dat pak může napomoci k rozpoznání větších rozdílů, kde jejich valence je pak užší a nedochází tak ke zdvojení výpovědní hodnoty. Závěrem lze konstatovat, že v lentických (ostatně podobně jako v lotických vodách) zájmové oblasti mají na složení rybí obsádky prokazatelně větší vliv konkrétní odlovná místa, která jsou charakteristická určitým typem biotopu (složitým komplexem velké řady faktorů), než pouze jednotlivé naměřené chemickofyzikální veličiny.

Z předloženého soupisu ichtyofauny aluvia řeky Lužnice vyplývá, že ochrana populací ryb musí být zaměřena především na zvláště chráněné druhy *Misgurnus fossilis* a *Cobitis elongatoides*. Prvořadým cílem je podpora nových a zejména udržení stávajících vhodných biotopů pro život těchto druhů. Podpora případným umělým vysazováním je za stávajících

podmínek u těchto druhů nežádoucí. Naopak pozitivním přínosem (podle hodnot koeficientu F/C) by bylo zvýšit vysazování kaprovitých druhů ryb, a to jak do hlavního toku, tak zejména do plesiopotamonů, ale i do hlubších paleopotamonů. Bohužel v povodí horní Lužnice není k dispozici objekt pro chov ryb, který by umožňoval odchov autochtonních populací. Dovoz ryb z jiných oblastí je nežádoucí.

Zejména s ohledem na katastrofální povodeň ze srpna roku 2002, která v lotických vodách zájmového území měla výrazný revitalizační charakter, byly vytipovány celkem 4 plesiopotamony vhodné k opětovnému propojení s hlavním tokem, dále 3 plesiopotamony a 2 paleopotamony jako nové vhodné lokality pro rozšíření druhů *Misgurnus fossilis* i *Cobitis elongatoides*, celkem 9 pseudopotamonů s cílem obnovit systém propojovacích kanálů a v neposlední řadě 12 parapotamonů s prvořadým cílem obnovy spojení (zejména spodním koncem) s hlavním tokem řeky Lužnice a zvýšení účinnosti těchto funkčních celků jako významných refugií pro celou vodní biotu.

7.3. Třecí migrace mezi hlavním tokem a záplavovým územím

Provedeným monitoringem (nepřetržitého sledování od 17. března 2003 do 21. května 2003) třecích migrací za pomoci samočinných lapacích zařízení ve vytipovaných 2 říčních ramenech trvale spojených s hlavním tokem řeky Lužnice byla zaznamenána migrace celkem 11 druhů ryb (*Abramis brama*, *Alburnus alburnus*, *Anguilla anguilla*, *Esox lucius*, *Gobio gobio*, *Gymnocephalus cernuus*, *Leuciscus cephalus*, *Lota lota*, *Perca fluviatilis*, *Rutilus rutilus* a *Scardinius erythrophthalmus*). U vybraných 4 nejintenzivněji migrujících druhů (*Abramis brama*, *Esox lucius*, *Perca fluviatilis* a *Rutilus rutilus*) byla prokázána třecí migrace. Jedinci navštěvovali říční ramena v plné pohlavní zralosti s výrazným pohlavním dimorfismem. Mnohdy došlo k výtěru již ve vlastních samočinných lapacích zařízeních, kde jikry ulpěly na stěnách vězenců.

Největší úspěšnost znovuodchycení byla pozorována u druhu *Abramis brama* (66 %) a naopak nejnižší u druhu *Perca fluviatilis* (56 %). Nejkratší dobu se v ramenech zdržoval druh *Esox lucius*, a to v průměru pouze 7 dní. Nejdéle se v ramenech zdržoval druh *Perca fluviatilis* (téměř 12 dní). Druh *Esox lucius* nejintenzivněji migroval do říčních ramen při teplotě vody 3 - 7 °C, naproti tomu *Perca fluviatilis* intenzivně migroval při rozpětí teploty vody 15 - 18 °C. Nejširší rozpětí teploty vody bylo zjištěno u migrace druhu *Rutilus rutilus* (8 - 18 °C). Poměr pohlaví byl u *Abramis brama* ve prospěch mlíčáků a to tak, že na 3 mlíčáky připadaly 2 jikernačky. Naopak nejnižší počet mlíčáků byl pozorován u druhu *Rutilus rutilus* a *Esox lucius*, kde na 7 mlíčáků bylo 10 jikernaček.

Výsledky prokázaly, že tato říční ramena (parapotamon) slouží jako významná refugia a pro jejich zachování je nezbytné trvalé udržení vodního spojení s hlavním tokem řeky Lužnice. Bohužel přirozeným procesem stálého zvyšování obsahu organické hmoty ve vodě a jejím ukládáním v sedimentech dochází k jevu, označovaný jako *stárnutí ramen*, což vede k poklesu jejich produktivity, a tím i rybochovné hodnoty a nezřídka končí i jejich zánikem. Tato skutečnost je o to více alarmující zejména při pohledu do přílohy č. 9, ze které lze vyčíst, jak málo je říčních ramen (funkčních parapotamonů) trvale spojených s hlavním tokem. Pro dynamiku nejenom ichtyofauny řeky Lužnice je nezbytně nutné přinejmenším zachovat a šetrným způsobem udržovat tato významná refugia. V mnoha případech se jedná pouze o odstranění popadaných stromů a pomístní odtěžení písčitých valů, které znemožňují komunikaci říčního ramene s hlavním tokem. Pro tyto drobné vodohospodářské akce postačuje pouze souhlas vodohospodářského orgánu a dají se na ně čerpat finanční prostředky z Programu péče o krajinu. Poněkud nákladnější, ale přesto řešitelné (např. z programu revitalizace říčních systémů), jsou tzv. průpichy říčních ramen, které již plně ztratily schopnost komunikovat s hlavním tokem. Při takto nově prováděných úpravách toků bývá zajištěna možnost regulace průtoku vody těmito funkčními celky. Propláchnutí parapotamonu v období zvýšených průtoků v hlavním toku umožňuje snížení kumulace organické hmoty v ramenech a významně tím oddaluje jejího stárnutí.

8. Souhrn

Přirozeně meandrující vodní tok a časté záplavy přilehlého aluvia jsou základními vlastnostmi řeky Lužnice, která tvoří osu Třeboňské pánve. Vlastní tok si dodnes zachoval přirozené korytotvorné funkce s permanentním vytvářením a zánikem tůní, písčných ostrůvků, slepých, mrtvých a starých ramen. Pro své vysoké ekologické hodnoty celého sledovaného území je oblast horní Lužnice řazena do sítě biosférických rezervací UNESCO, dále je součástí Chráněné krajinné oblasti Třeboňsko i Evropsky významné lokality Třeboňsko střed a zahrnuje Přírodní rezervaci Horní Lužnice, Krabonošská niva, Na Ivance a Meandry Lužnice. Právě z těchto důvodů se v posledních desetiletích Třeboňsko stalo středem mnohostranných výzkumů řešících náročnou ekologickou problematiku.

V roce 2002 byl zahájen podrobný ichtyologický průzkum pod názvem „*Dynamika ichtyofauny v hydrosystémech aluvia horní Lužnice*“.

Cílem průzkumu bylo zejména monitorování současného stavu ichtyofauny řeky Lužnice a přilehlého aluvia s poznáním vztahů existujících mezi ichtyofaunou těchto různých typů vod, především při změnách hydrologických poměrů.

V zájmové oblasti bylo vytipováno celkem 11 lokalit v lotických vodách, 15 lokalit v lentických vodách a 2 lokality pro sledování třecích migrací v parapotamonu řeky Lužnice. Ichtologickým průzkumem v těchto lokalitách prováděným během let 2002, 2003 a 2004, byl zjištěn výskyt celkem 30 druhů ryb a 1 druhu kruhoústých z celkového počtu 10 čeledí. Nejvíce byla zastoupena čeleď *Cyprinidae* (17 druhů), 4 druhy byla zastoupena čeleď *Salmonidae*, po 2 druzích byla zastoupena čeleď *Cobitidae* a *Percidae* a po 1 druhu byla zastoupena čeleď *Anguillidae*, *Balitoridae*, *Cottidae*, *Esocidae*, *Lotidae*, a *Petromyzontidae*.

Podle členění druhů ryb do jednotlivých skupin uváděné Holčíkem (1998a) je patrné, že v potravní skupině převládaly druhy ryb *Ca.1 - nespecializovaní masožravci* (celkem 18 druhů), podle členění dle preference výtěrového substrátu převládala reprodukční skupina *A.1.5 - nebudující hnízda, jikry pokládající na otevřeném podkladě, fytofilní* (celkem 9 druhů ryb), dle vztahu k proudivosti byla nejpočetněji zastoupena skupina eurytopních druhů ryb (15 druhů), reofilních druhů bylo 10 a limnofilní skupina byla zastoupena 6 druhy. Podle vztahu jednotlivých ryb k migraci bylo nejvíce druhů zaznamenáno v kategorii *SD - migrační tahy do 100 km* (17 druhů).

Tímto ichtyologickým průzkumem byl dále zjištěn výskyt 7 zvláště chráněných druhů ryb. Prokázán byl výskyt 1 kriticky ohroženého druhu *Lampetra planeri*, 1 silně ohroženého druhu *Cobitis elongatoides* a 5 druhů patřících do kategorie ohrožených (*Cottus gobio*, *Leuciscus idus*, *Phoxinus phoxinus*, *Lota lota* a *Misgurnus fossilis*). Druhy *Lampetra planeri*, *Cobitis elongatoides* a *Misgurnus fossilis* jsou rovněž zařazeny do přílohy II Směrnice Rady č. 92/43/EEC.

Variabilita celkové abundance a biomasy za sledované období se v jednotlivých odlovných místech lotických vod pohybovala od 240 ks/ha do 23 600 ks/ha, respektive od 7,46 kg/ha do 320,75 kg/ha a v odlovných místech lentických vod byla od 0 do 214 503 ks/ha, respektive od 0 do 1 021,3 kg/ha. Na základě hydrologických změn vlivem katastrofální povodně ze srpna roku 2002 došlo k dynamickému vývoji ichtyofauny v celém sledovaném území. Celkový charakter průběhu povodně ze srpna roku 2002 se v obou typech vodního prostředí výrazně projevil na vyšších průměrných hodnotách celkové abundance i biomasy v roce 2003 oproti průměrným hodnotám zjištěných v letech 2002 a 2004.

Shannon-Wienerův index diverzity (H') byl v lotických vodách v průměru nejvyšší v roce 2002 a nejnižší v roce 2003. V lentických vodách zájmového území byl pozorován opačný průběh, kde vlivem povodňových stavů došlo k pasivní migraci převážně limnofilních druhů ryb z hlavního toku řeky Lužnice do pomalu tekoucích až lentických vod přilehlého aluvia. Podle hodnot konstance pro lotické vody lze druhy *Gobio gobio*, *Leuciscus cephalus*, *Leuciscus leuciscus*, *Perca fluviatilis* a *Rutilus rutilus* považovat za druhy téměř vždy

přítomné. Pouze druh *Perca fluviatilis* byl odlovy v lotických vodách prokázán ve všech odlovných místech v každém roce pozorování. V lentických vodách za druhy téměř vždy přítomné lze považovat druhy *Esox lucius* a *Misgurnus fossilis*.

Segmentace sledovaných odlovných míst do 4 hydrologických funkčních celků v lentických vodách zájmové oblasti (parapotamonu, plesiopotamonu, paleopotamonu a dokonce i do pseudopotamonu) byla potvrzena statistickým vyhodnocením lineární nepřímou metodou PCA. Lineární přímou metodou RDA byl potvrzen průkazný vliv sledovaných proměnných prostředí na rybí obsádku jak v lotických, tak v lentických vodách zájmové oblasti.

Podle hodnot koeficientu F/C lze konstatovat, že populace ryb v lotických i lentických vodách zájmové oblasti je nevyvážená s výraznou převahou dravých druhů ryb. Nízké zastoupení nedravých, převážně fytofilních kaprovitých druhů je způsobeno brzkými a časově omezenými jarními záplavami, které nevyhovují reprodukčním nárokům těchto druhů ryb. Realizaci navrhovaných revitalizačních opatření by došlo ke zvýšení počtu vhodných míst pro reprodukci kaprovitých ryb a k obnovení funkce parapotamonu jako významného refugia pro veškerou vodní biotu.

K monitoringu třecích migrací pomocí odlovu ryb do samočinných lapacích zařízení byla vytipována 2 říční ramena (parapotamon) trvale spojená s hlavním tokem řeky Lužnice. Odlov ryb probíhal v roce 2003 a trval nepřetržitě 66 dní. Odlovem ryb do samočinných lapacích zařízení byla zaznamenána migrace celkem 11 druhů ryb. Nejintenzivněji migrujícími druhy byly *Rutilus rutilus*, *Perca fluviatilis*, *Abramis brama* a *Esox lucius*. Největší úspěšnost znovuodchycení byla pozorována u druhu *Abramis brama* (66 %) a *Esox lucius* (65 %). Nejkratší dobu se v ramenech zdržoval druh *Esox lucius*, a to v průměru pouze 7 dní. Naopak nejdéle se v ramenech zdržoval druh *Perca fluviatilis* (téměř 12 dní). Druh *Esox lucius* nejintenzivněji migroval do říčních ramen při teplotě vody 3 - 7 °C, naproti tomu druh *Perca fluviatilis* intenzivně migroval až při teplotě vody v rozpětí 15 - 18 °C. Nejširší rozpětí teploty vody bylo zjištěno u migrace druhu *Rutilus rutilus* (8 - 18 °C). Poměr pohlaví byl u druhu *Abramis brama* ve prospěch mlíčáků a to tak, že na 3 mlíčáky připadaly 2 jikernačky. Naopak nejnižší počet mlíčáků byl pozorován u druhu *Rutilus rutilus* a *Esox lucius*, kde na 7 mlíčáků bylo 10 jikernaček. Výsledky prokázaly, že tato říční ramena slouží jako významná refugia a pro jejich zachování je nezbytné trvalé udržení vodního spojení s hlavním tokem řeky Lužnice. Navrhované revitalizační akce směřující k tomuto cíli by mohly být realizovány z Programů péče o krajinu (PPK) nebo z Programu revitalizace říčních systémů (PRŘS).

Některé z výsledků byly již předmětem publikovaných sdělení a jsou uvedeny v seznamu použité literatury. Průběžné výsledky rovněž posloužily jako podklad pro návrh biotopů NATURA 2000, zejména pro EVL Třeboňsko střed popsaná pod kódem lokality: CZ0314023 v příloze nařízení vlády České republiky č. 132/2005 Sb., kterým se stanoví národní seznam evropsky významných lokalit.

9. Summary

The river Lužnice forms a heart of the Třeboň basin (South Bohemia, Czech Republic) and is characterised especially by its natural meanders and regular floods of adjacent alluvium. The actual watercourse still maintains its natural processes with permanent creating and extinction of pools, sandy isles and blind, dead or old river arms. For its high ecological value, the area of upper Lužnice is a part of UNESCO Biospheric Reservations. It is also part of the Třeboňsko Landscape Protected Area and the Locality of European Importance Třeboňsko Centre and includes the nature reservations Upper Lužnice, Krabonošska alluvial plain, Na Ivance and Lužnice Meanders. This area therefore became a centre of multilateral research activities resolving exacting ecology problems.

In-depth ichthyological survey "Dynamics of the ichthyofauna in the hydrosystems of the Upper Lužnice" was initiated in the area in 2002. The aim of the study was particularly monitoring of the present status of the ichthyofauna of the river Lužnice and its adjacent alluvium and further understanding of relations between ichthyofauna of the present types of water bodies, especially during the changes in hydrological conditions.

For ichthyological survey were chosen 11 and 15 lotic and lentic water localities respectively and another 2 localities were chosen for monitoring of spawning migrations in parapotamon waters of the river Lužnice. Altogether 30 species of fish and 1 species of jawless fish belonging to 10 families were detected during the study carried out in 2002, 2003 and 2004. The most abundant family was *Cyprinidae* (17 species), followed by *Salmonidae* (4 species), *Cobitidae* and *Percidae* (2 species each). Families *Anguillidae*, *Balitoridae*, *Cottidae*, *Esocidae*, *Lotidae* and *Petromyzontidae* were represented by 1 species only.

Fish species were divided into the particular groups as described by Holčík (1998a). Following groups prevailed in the particular categories divided according to the: a) food preference - Ca. 1 (non-specialized carnivores, 18 species), b) spawning substrate - A.1.5. (non-building nests fish, lying eggs on the open ground, phytophilous fish, 9 species), c) relation to water current - eurytopous fish (15 species), reofilic fish (10 species) and limnofilic (6 species), d) migration - group SD (migration up to 100 km, 17 species).

Ichthyological survey also revealed occurrence of 7 specially protected fish species. Out of these one species belongs to the category of "critically endangered species" (*Lampetra planeri*), one belongs to the category of "seriously endangered species" (*Cobitis elongatoides*) and five species are from category of "endangered species" (*Cottus gobio*, *Leuciscus idus*, *Lota lota*, *Misgurnus fossilis*). Species *Lampetra planeri*, *Cobitis elongatoides* and *Misgurnus fossilis* are also registered in the appendix II. of the Council Directive 92/43/EEC on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora.

Total abundance and biomass of fish in particular lotic water localities varied from 240 ind./ha to 23 600 ind./ha and 7.46 kg/ha to 320.75 kg/ha respectively. Abundance and biomass of fish in lentic waters varied from 0 to 214 503 ind./ha and 0 to 1 021.3 kg/ha respectively. Hydrological changes caused by the catastrophic flood in 2002 precipitated dynamic evolution of the ichthyofauna in the whole study area. Character of flooding in August 2002 had a positive effect on increase of average values of total abundance and biomass in 2003 in comparison with the values from years 2002 and 2004.

Average value of Shannon-Wiener index diversity (H') in lotic waters was highest in 2002 and lowest in 2003. Inverse effect was observed in lentic waters, where limnofilic fish species migrated from the main watercourse into the slow flowed or lentic waters of adjacent alluvium. Constancy values for lotic waters shows that species *Gobio gobio*, *Leuciscus cephalus*, *Leuciscus leuciscus*, *Perca fluviatilis* and *Rutilus rutilus* are species almost always present in the environment. At lotic waters, only *Perca fluviatilis* was present in all sampling places each year. As almost present species in lentic waters can be classified *Esox lucius* and *Misgurnus fossilis*.

Statistical analysis using linear indirect method PCA affirmed segmentation of studied localities into 4 hydrological units (parapotamone, plesiopotamone, paleopotamone and pseudopotamone). Linear direct method RDA affirmed evidentiary impact of studied variables of surroundings on the fish stock in both lotic and lentic waters.

Coefficient F/C proved that fish populations in both lotic and lentic waters are unequally distributed with the majority of predatory fish. Low proportion of non-predatory fish species, mostly phytophilous *Cyprinidae* fish, is caused by regular early spring and time limited floods, which do not meet reproductive demands of these fish species. Implementation of proposed revitalisation measures should increase the number of suitable places for reproduction of *Cyprinidae* fish and restore the role of parapotamone as an important refugium for all water biota.

Self-acting fish traps were used for the monitoring of spawning fish migration during continuous 66 days trial in 2003. Two river arms (parapotamone) permanently joined with the main watercourse were chosen for this purposes. Altogether 11 fish species were registered as migrating through the traps. The most intensive migratory species were *Rutilus rutilus*, *Perca fluviatilis*, *Abramis brama* and *Esox lucius*. Among these species, *Abramis brama* (66 %) and *Esox lucius* (65 %) were observed as having the highest success of recatching. *Esox lucius* was registered as a species with the shortest time spent in the river arms, with only 7 days in average. The longest time (12 days in average) spent in the arms *Perca fluviatilis*. *Esox lucius* and *Perca fluviatilis* showed the most intensive migration into the river arms when the water temperature reached 3 - 7 and 15 - 18 °C, respectively. Widest temperature range used for migration had *Rutilus rutilus* (8 - 18 °C). Sex ratio of *Abramis brama* was 3:2 for males and females respectively. The lowest ratio of males had *Rutilus rutilus* and *Esox lucius* (7:10). The results of this study proved that these river arms are important fish refugia and their permanent conjunction with the main Lužnice watercourse is necessary. Proposed revitalisation measures to achieve this target could be funded by the *State Nature Conservation and Landscape Protection Programme of the Czech Republic* or by the *Revitalisation of the River Systems Programme*.

Some of these results has been already published and are mentioned in the citation list. Running results has also been used as a basis for proposal of the *Natura 2000* biotopes, especially for EVL Třeboňsko Centre, which is registered as a locality code CZ0314023 in the appendix of the government regulation no. 132/2005 providing national list of the Localities of European Importace.

10. Přehled použité literatury

- ADÁMEK Z. ET JURAJDA P., 2002: Vliv degradace kvality vody a prostředí na biodiverzitu ichtyofauny malých toků ČR. In: Biodiverzita ichtyofauny ČR (IV). Brno, Ústav biologie obratlovců AV ČR, 53-58.
- ADÁMEK Z., 1997: Rybářství ve volných vodách. East publishing, a.s., Praha, 205 pp.
- AMOROS C. ET ROUX A. L., 1988: Interaction between water bodies within the floodplains of large rivers: Function and development of connectivity. *Connectivity in landscape ecology proceedings of the 2nd International seminar of the international association for landscape ecology, Münstersche geographische Arbeiten, Münster* 29: 125-130.
- AMOROS C., ROUX A. L., REYGROBELLET J. L., BRAVARD J. P., PAUTOU G., 1987: A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems. *Regulated Rivers* 1: 17-36.
- AYALA F. J., 1972: Competition between species. *Am. Sci.* 60: 348-357.
- BALATKA B. ET SLÁDEK J., 1980: Členění reliéfu ČSR. *Praha, Lidé a Země* 29: 70-74.
- BALON E., 1955: Růst plotice (*Rutilus rutilus*) a revise hlavních metod jeho určování. *Bratislava SAV*.
- BALON E., 1966a: Ichtyomasa a abundancia ryb dunajského inundačního ramena pod Bratislavou s opisom priebehu otravy toxafénom. *Biológia, Bratislava* 21 (4): 295-307.
- BALON E., 1966b: Ryby Slovenska. *Obzor, Bratislava*, 413 pp.
- BALON E., 1966c: Príspevok k poznaniu vyváženosti rybích společenstev v inundačných vodách Dunaja. *Biológia* 21(12): 865-884.
- BARUŠ V. ET OLIVA O., 1995a: Fauna ČR a SR. Mihulovci a ryby (1). *Academia, Praha*, 698 pp.
- BARUŠ V. ET OLIVA O., 1995b: Fauna ČR a SR. Mihulovci a ryby (2). *Academia, Praha*, 623 pp.
- BEDIENT P. B. ET HUBER W. C., 2002: Hydrology and Floodplain Analysis. 3. vyd. New Jersey: Prentice Hall.
- BEGON M., HARPER J. L., TOWNSEND C. R., 1997: Ekologie, jedinci, populace, společenstva. *UP Olomouc*.
- BERRYMAN A. A., 1981: Population systems: A general introduction. *Plenum Press, New York*.
- BÍLÝ M. ET PITHART D., 2000: Jak lze měřit relativní zastínění tůní. In: PITHART D.: Ekologie aluviálních tůní a říčních ramen. *Botanický ústav AV ČR Třeboň*, 41-44.
- BRTEK J. ET ROTHSCHEIN J., 1964: Ein Beitrag zur Kenntnis der Hydrofauna und des Reinheitszustandes des tschechoslowakischen Abschnittes der Donau. *Biol. práce SAV, Bratislava* 10(5): 3-62.
- BÜRGEROVÁ E., 1988: Vliv vybraných faktorů na dynamiku trofie a eutrofizace vod horního toku Lužnice. *Závěrečná zpráva dílčí etapy SPZV VI-1-3/05/03, VŠZ v Č. Budějovicích*, 41 pp.
- BÜRGEROVÁ E., KROUPA M., DRBAL K., BASTL J., 1990: Trofie inundačních vod v povodí Horní Lužnice. *Sborn. agronom. fak. VŠZ v Č. Budějovicích, ser. fyto-technická* 7/2: 75-88.
- BURT T. P., HEATHWAITE A. L., TRUDGILL S. T., 1993: Nitrate, process, patterns and management. *John Wiley, Chichester*.
- CALOW P. ET PETTS G. E., 1992: The rivers handbook I. *Blackwell scientific Publisher, Oxford*, 526 pp.
- COWX I. G. ET WELCOMME R. L. (eds.), 1998: Rehabilitation of rivers for fish. *FAO and fishing news books, Black well science Ltd., Oxford*, 31-176.

- CUINAT R., 1968: Assessment of the efficacy of electric fishing gear in a trout stream (proposals for a method). *National Agricultural Research Institute. France*, 7 pp.
- ČERNÝ R., 1994: Vegetace makrofyt tůní a slepých ramen nivy řeky Lužnice a její bioindikační výnam (disertační práce). *Třeboň*, 190 pp.
- DAWSON H. ET AL., 1996: River habitat survey. Field survey guidance manual. *National River Authority, East Stoke*, 61 pp.
- DEANGELIS D. L., LOFTUS W. F., TREXLER J. C., ULANOWICZ R. E., 1997: Modeling fish dynamics and effects of stress in a hydrologically pulsed ecosystem. *Journal of Aquatic ecosystem stress and recovery* 6: 1-13.
- DRBAL K. ET BASTL J., 1988: Obsah těžkých kovů ve vodě Lužnice. In: DRBAL K., JENÍK J. (reds.), 1988: Sborn. agronom. fak. VŠZ v Č. Budějovicích, řada fyto techn. 5/2: 57-72.
- DUBSKÝ K., KOUŘIL J., ŠRÁMEK V., 2003: Obecné rybářství. *INFORMATORIUM, Praha*, 308 pp.
- DUŠEK J., DUŠEK M., LUSK S., 2004: Návrh pSCI území pro ryby a mihulovce v rámci soustavy chráněných území NATURA 2000 v České republice. In: Biodiverzita ichtyofauny ČR (IV). *Brno, Ústav biologie obratlovců AV ČR*, 5-18.
- DUŠEK M. ET LUSK S., 2002: Soustava chráněných území NATURA 2000 ve vztahu k ichtyofauně ČR. In: Biodiverzita ichtyofauny ČR (IV). *Brno, Ústav biologie obratlovců AV ČR*, 29-34.
- DZIOCK F., HENLE K., FOECKLER F., FOLLNER K., SCHOLZ M., 2006: Biological indicator systems in floodplains – a review. *Internat. rev. hydrobiol.*, 91 (4): 271-291.
- EGERT J., HARTMAN P., ŠTĚDRONSKÝ E., 1984: Rybářství. *SZN, Praha*.
- ERŐS T., BOTTA-DUKÁT Z., GROSSMAN G. D., 2003: Assemblage structure and habitat use of fishes in a Central European submontane stream: a patch-based approach. *Ekology of Freshwater fish* 12: 141-150.
- ELSTER J., 1988: Vodohospodářské funkce řeky Lužnice v třeboňské pánvi. *Inf. zpr. SCHKO Třeboňsko* 7: 11-13.
- FRÍČ A., 1903: O způsobu života, potravě a cizopasnících ryb labských. *Archiv pro přírodovědecký výzkum Čech XI/3, Praha*, 1-42.
- FUSTEC E., MARRIOT A., GRILLO X., SAJUS J., 1991: Nitrate removal by denitrification in alluvial groundwater: role of a former channel. *J. Hydrol.* 123: 337-354.
- GARDAVSKÝ A., SKÁCELOVÁ O., LENSÝ V., 2000: Flóra zelených vláknitých řas přírodní památky Kutnar (Podle stavu řasové vegetace v letech 1986-1990). In: PITHART D. (ed.): Ekologie aluviálních tůní a říčních ramen. *Botanický ústav AV ČR Třeboň*, 70-75.
- GORDON D. N. ET AL., 1998: Stream hydrology. An introduction for ecologist. 2. ed., *Wiley*, 2004.
- HALAČKA K., LUSK S., LUSKOVÁ V., 1998: Fish communities in artificial pools in the floodplain along the lower reaches of the River Dyje. *Folia Zool.* 47: 125-134.
- HALAČKA K., LUSKOVÁ V., LUSK S., VETEŠNÍK L., 2002: Ichtýofauna hydrologického systému území CHKO Broumovsko. In: Biodiverzita ichtyofauny ČR (IV). *Brno, Ústav biologie obratlovců AV ČR*, 65-72.
- HANÁK P., HARTVICH P., HRUBEC P., BEJČEK V., ŠTASTNÝ K., ŠIMEK L., 1988: Fauna obratlovců horního toku Lužnice. *Sborník AF Č. Budějovice, řada fyto. 2: 131-140.*
- HANEL L., LUSK S., PIVNIČKA K., LOHNINSKÝ K., 1998: Základní identifikační parametry pro hodnocení biodiverzity a stavu populací ryb. In: Biodiverzita ichtyofauny ČR (II). *Brno, Ústav biologie obratlovců AV ČR*, 149-152.

- HANEL L. ET LUSK S., 2005: Ryby a mihule České Republiky - Rozšíření a ochrana; Fishes and Lampreys of the Czech Republic - Distribution and Conservation. *Český svaz ochránců přírody Vlašim*, 447 pp.
- HARTMAN P., PŘIKRYL I., ŠTĚDRONSKÝ E., 1998: Hydrobiologie. *Informatorium, Praha*.
- HARTVICH P. ET KROUPA M., 1989: Chemie řeky Lužnice a její zarybnění ve vztahu k rybářskému obhospodařování rybníka Rožmberk. *Českosl. rybníkářství* 3: 80-82.
- HARTVICH P. ET KRUPAUER V., 1990: Development of ichthyofauna in flooded sand pits of the Třeboň Basin. In: KRUPAUER ET AL. (eds.): Extracted Sand Pits: Man-made ecosystem of Třeboň biosphere reserve. *Studie ČSAV* 13: 71-81.
- HARTVICH P. ET LUSK S., 2000: Ichthyofauna a migrační průchodnost řeky Otavy. In: Biodiverzita ichthyofauny ČR (III). *Brno, Ústav biologie obratlovců AV ČR*, 63-70.
- HARTVICH P. ET PŘIBÁŇ K., 1988: Současné zarybnění horní Lužnice. *Sborník ČSLS cel. konf. v Chlumu u Třeboně: Využití poznatků limnologické vědy v praxi*, 30-31.
- HARTVICH P. ET ŠAŠKOVÁ M., 1988: Struktura a dynamika ichthyofauny horního toku Lužnice. *Dílčí závěrečná zpráva AF Č. Budějovice*, 22 pp.
- HARTVICH P. ET ŠAŠKOVÁ M., 1994: Ichthyofauna horní Lužnice z hlediska bioindikace kvality vody a rybářského obhospodařování. *Závěrečná zpráva k projektu P - 180 „Obnova ekologických struktur a funkcí v chráněných oblastech příhraničí Jižních Čech“ České Budějovice*, 20 pp.
- HARTVICH P., 1982: Posouzení systému sportovního rybolovu na příkladu růstu a početnosti kapra v štěrko-pískových jezerech na Třeboňsku. *Živočišná výroba*, 27 (LV), 11: 865-874.
- HARTVICH P., 1983: Možnosti využití štěrko-pískových jezer pro potřeby rybníkářství a sportovního rybářství. *Sborník ČSVTS Č. Budějovice „Využití a rekultivace vytěžených pískoven“*, 78-88.
- HARTVICH P., 1984: Rybářské obhospodařování štěrko-pískových jezer. *Kandidátská disertační práce*, 125 pp.
- HARTVICH P., 1996: Složení ichthyofauny horní Lužnice postižené znečišťováním. *Sbor. Jihočes. Muz. v Čes. Budějovicích, Přír. Vědy* 36: 69-72
- HARTVICH P., DVOŘÁK P., HOLUB M., 2004: Výskyt ryb v rybím přechodu na řece Blanici v Bavorově. In: Biodiverzita ichthyofauny ČR (IV). *Brno, Ústav biologie obratlovců AV ČR*, 93-98.
- HARTVICH P., HANÁKOVÁ J., PŘIBÁŇ K., 1978: K vývoji a současnému stavu zatopených štěrko-pískoven v navrhované CHKO Třeboňsko. In: *Ekologie a ekonomika Třeboňska. Třeboň*, 317-321.
- HARTVICH P., LUSK S., HALAČKA K., HAVLOVÁ J., ŠVARC J., 1998a: Diverzita ichthyofauny a migrační průchodnost řeky Lužnice. In: Biodiverzita ichthyofauny ČR (II). *Brno, Ústav biologie obratlovců AV ČR*, 137-148.
- HARTVICH P., LUSK S., HALAČKA K., LUSKOVÁ V., 1998b: K výskytu sekavců rodu *Cobitis* v jižních Čechách. In: Biodiverzita ichthyofauny ČR (II). *Brno, Ústav biologie obratlovců AV ČR*, 131-135.
- HAYCOCK N. E., PINAY G., WALKER C., 1993: Nitrogen retention in river corridors. *European perspectives. Ambio* 22: 340-346.
- HEJNÝ S. ET SLAVÍK B. (reds.), 1992: Květena České republiky. *Vol. 3., Praha, Academia*, 544 pp.
- HERBEN T. ET MÜNZBERGOVÁ Z., 2003: Zpracování geobotanických dat v příkladech, Část I. Data o druhovém složení. *Praha*, 117 pp.
- HERRMANN S. J., 1997: Analysis and structure of four lentic communities on the Colorado (USA) shortgrass prairie. *Int. revue ges. hydrobiol.* 62: 729-764.
- HLADÍK M. ET KUBEČKA J., 2002: Fish migration through the river/reservoir Ecotone. *Sborník abstraktů 4th conference on reservoir limnology and water quality*, 2.

- HLADÍK M., KUBEČKA J., POKORNÝ P., ČECH M., DRAŠTÍK L., KRATOCHVÍL M., PETERKA J., PRCHALOVÁ M., VAŠEK M., 2002: Zkušenosti s odlovem ryb do vězenců v přítokové části nádrže Římov. In: *Sborník referátů z vědecké konference s mezinárodní účastí, V. česká ichtyologická konference. ÚRH MZLU v Brně, 126-131.*
- HLADÍK M. ET KUBEČKA J., 2003: Fish migration between a temperate reservoir and its main tributary. *Hydrobiologia* 504: 251-266.
- HAUSOVÁ E. ET JURAIDA P., 1996a: Prostorová aktivita vybraných druhů ryb v systému revitalizovaného slepého ramene. *Sborník ref. z II. čes. icht. konf., Vodňany, 30-34.*
- HAUSOVÁ E. ET JURAIDA P., 1996b: Společenstva ryb horního toku řeky Moravy v oblasti Mohelnické brázdy a některých vybraných přítoků a ramen. *Čas. Slez. muz. Opava (A), 45:211-222.*
- HLÁVČÍK J. ET BASTL I., 1972: Sledovanie populačnej dynamiky rýb v Dunaji so zreteľom na stavbu dunajských vodných diel. *Záver. správa Lab. rybárstva a hydrobiol. SAV, Bratislava (nepubl.).*
- HLÁVČÍK J. ET BASTL I., 1973: Ichtyocenózy dvoch dunajských ramien so zreteľom na zmeny v ich druhovom zložení a hustote vo vzťahu ku kolísaniu hladiny v hlavnom toku. *Biol. práce SAV, Bratislava 19 (1): 1-107.*
- HLÁVČÍK J. ET BASTL I., 1977: Predicting fish yield in the Czechoslovakian section of the Danube river based on the hydrological regime. *Int. Rev. ges. Hydrobiol. 62 (4): 523-532.*
- HLÁVČÍK J. ET HENSEL K., 1971: Ichtyologická příručka. *Obzor, Bratislava. č.1, 220 pp.*
- HLÁVČÍK J. ET HRUŠKA V., 1981: The impact of hydrological regime upon the fish communities of a river. In: PEŇÁZ M. ET PROKEŠ M.: Topical problems of ichthyology. *Brno, 39-40.*
- HLÁVČÍK J., 1967a: Life history of the rudd *Scardinius erythrophthalmus* Linnaeus, 1758 in the Klíčava reservoir. *Věst. Čs. společ. zool. 31 (4): 335-348.*
- HLÁVČÍK J., 1967b: Age, growth and life history of the roach *Rutilus rutilus carpathorossicus* Vladykov, 1930, in the Orava Halley reservoir. *Zool. listy 16 (1): 87-97.*
- HLÁVČÍK J., 1968: Life history of the pike *Esox lucius* Linnaeus, 1758 in the Klíčava reservoir. *Věst. Čs. společ. zool. 32 (2): 166-180.*
- HLÁVČÍK J., 1969: The natural history of perch *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758, in the Klíčava reservoir. *Práce Lab. rybárstva SAV, Bratislava 2: 269-305.*
- HLÁVČÍK J., 1970: Abundance, ichthyomass and production of fish population in three types of water bodies in Czechoslovakia (Man-made lake, trout lake, arm of the Danube river). *Ichthyologia 2: 37-52.*
- HLÁVČÍK J., 1989: The freshwater fishes of Europe. Vol. 1. Par II, General introduction to fishes, *Acipenseriformes, Aula – Verlag, Wiesbaden, 469 pp.*
- HLÁVČÍK J., 1998a: Ichtyológia. *Príroda, a.s., Bratislava, 310 pp.*
- HLÁVČÍK J., 1998b: Druhovú diverzitu ichtyocenóz niektorých vod slovenského úseku Dunaja. *Biodiverzita ichtyofauny ČR (II): 51-56.*
- HLÁVČÍK J., BASTL I., CAMBEL B., LISICKÝ J., MATEČNÝ J., PIŠÚT P., UHERČÍKOVÁ E., VRANOVSKÝ M., 1992: Vnitrozemská delta Dunaje - jej funkcie, význam a kritéria pre úpravné zásahy. *Vodní hospodářství 5: 132-137.*
- MES N. T. H., 1989: British rivers: a working classification. *British Wildlife 1: 20-36.*
- UB M. ET DVOŘÁK P., 2003: Předběžné výsledky ichtyologického průzkumu horní Lužnice. *Sborník příspěvků studentů DSP z konference s mezinárodní účastí, ZF JU v Českých Budějovicích, 211-216.*
- UB M., DVOŘÁK P., HARTVICH P., MIKA K., 2004a: Změna ichtyofauny přirozených tůň řeky horní Lužnice před a po povodni v roce 2002. *Sborník příspěvků z konference Říční krajina II, Olomouc, 52-62.*

- HOLUB M., DVOŘÁK P., HARTVICH P., 2004b: Monitorování třecích migrací ryb na horní Lužnici mezi hlavním tokem a slepými rameny. *Sborník příspěvků ze VII. České ichthyologické konference s mezinárodní účastí, VÚRH Bosňany*, 162-165.
- HOMOLKA M., 1984: Hydrogeologický průzkum jižní části Třeboňské pánve. *Závěr. zpráva, Ústřed. ústav geol., Praha*, 104 pp.
- HORÁK V., 2000: Rybí společenstva uměle vytvořených jezer v podmínkách Lužního lesa. In: *Biodiverzita ichtyofauny ČR (III). Brno, Ústav biologie obratlovců AV ČR*, 71-78.
- HORÁK V., LUSK S., HALAČKA K., LUSKOVÁ V., 2004: Artificial wetlands - yes or no? *Ecohydrology & hydrobiology*, Vol. 4, No 2: 119-127.
- HORÁK V. ET MACHATKA T., 2000: Kyslíkový režim tůní a říčních ramen v aluviu dolního toku řeky Dyje v zimním období 1999-2000. *Sb. ref. ze IV. české ichthyologické konference Vodňany*, 114-117.
- HRBÁČEK J., PECHAR L., DUFKOVÁ V., 1994: Anaerobic conditions in winter shape of the seasonal succession of Copepoda and Cladocera in pokos in forested inundations. *Arch. hydrobiol.* 25: 1335-1336.
- HUMPL M., 2004: Využití shlukové analýzy k hodnocení ichtyocenóz v tocích v povodí Labe In: *Biodiverzita ichtyofauny ČR (V). Brno, Ústav biologie obratlovců AV ČR*, 99-106.
- HUMPL M. ET PIVNIČKA K., 2006: Fish assemblages as influenced by environmental factors in streams in protected areas of the Czech republic. *Ecology of freshwater fish* 15: 96-103.
- HUSÁK Š. ET KVĚT J., 2000: Terminologie přirozených a umělých biotopů toků s odhadem počtu stojatých vod v aluviích v ČR. In: PITHART D. (ed.): *Ekologie aluviálních tůní a říčních ramen. Botanický ústav AV ČR Třeboň*, 16-21.
- HUSÁK Š., 1984: Významné typy vod a mokřadů v ČSSR z hlediska vegetace. In: PELLANTOVÁ J. ET HUDEC K. (eds.): *Vodní ptactvo a jeho prostředí v ČSSR. Sborn. ref. ÚVO ČSAV, Brno*, 135-144.
- CHÁBERA S. ET AL., 1985: Jihočeská vlastivěda. Neživá příroda. Č. *Budějovice, Jihočeské nakladatelství*, 270 pp.
- CHÁBERA S. ET ŠABATOVÁ E., 1965: Přehled hydrografie jižních Čech. *Krajský ped. úst., Č. Budějovice*, 71 pp.
- CHÁBERA S. ET VOJTĚCH S., 1972: Terasy řeky Lužnice I. Terasy Lužnice v kotlině Třeboňské. *Sbor. Jihočes. muzea v Českých Budějovicích, Přír. vědy* 12: 1-10.
- CHITRAVADIVELU K., 1974: Growth, age composition, population density, mortality, production and yield of *Alburnus alburnus* Linnaeus, 1758 and *Rutilus rutilus* Linnaeus, 1758 in the inundation region of Danube. *Žofín. Acta Univ. Carol., Biol.*, 76 pp.
- CHYTL J., HAKROVÁ P., HUDEC K., HUSÁK Š., JANDOVÁ J., PELLANTOVÁ J., 1999: Mokřady České republiky. Přehled vodních a mokřadních lokalit České republiky. *Český ramsarský výbor při MŽP ČR, JAVA, Třeboň*, 327 pp.
- INTERNETOVÉ ZDROJE: <http://hydro.chmi.cz/ojv>.
- JAKRLOVÁ J. ET PELIKÁN J., 1999: Ekologický slovník terminologický a výkladový. *Fortuna, Praha*.
- JANAUER G. A. ET AL., 1987: Glossar zu den Augewässer-Typen. *Msc. pro členy Fachgruppe „Makrophyten“*, 8 pp.
- JANDA J., PECHAR L. ET AL., 1996: Trvale udržitelné využívání rybníků v Chráněné krajinné oblasti a biosférické rezervaci Třeboňsko. *Praha, České koordináční středisko IUCN*, 1-36.
- JENÍK J. ET PRACH K., 1988: Funkce řeky a říční nivy v krajině. In: DRBAL K. ET JENÍK J. (reds.), 1988: *Sborn. VŠZ. Agronom. fak., Č. Budějovice, řada fyto techn. 5/2: 5-15*.
- JENÍK J., SLAVÍKOVÁ J. ET AL., 1964: Střední Vltava a její přehrady z hlediska geobotanického. In: JENÍK J. (reds.): *Vegetační problémy budování vodních děl. Praha, ČSAV*, 67-100.

- JONES J. B. ET MULHOLAND P. J. (eds.), 2000: Streams and groundwaters. *Academic press, San Diego*, 425 pp.
- JONES R., 1979: Materials and methods used in marking experiments in fishery research. *FAO fisheries technical paper No. 190*, 134 pp.
- JULIEN P. Y., 2002: River Mechanics. *Cambridge University Press*, 15-62.
- JUST T. ET AL., 2003: Revitalizace vodního prostředí. *Praha, AOPK ČR*.
- JUST T., 2001a: Revitalizace říčních systémů – poznámky k dotačnímu programu MŽP. *Veřejná správa 1-2*: 52-53.
- JUST T., 2001b: Možnosti a přínosy revitalizací vodního prostředí. *Vodní hospodářství 3*: 45-48.
- JUST T., 2002: Podpora tlumivého povodňového rozlivu v nivách mimo zastavěná území. *Veřejná správa 46*: 26-27.
- JUST T., MATOUŠEK V., DUŠEK M., FISCHER D., KARLÍK P., 2005: Vodohospodářské revitalizace a jejich uplatnění v ochraně před povodněmi. *320 ČSOP Hořovicko, Praha*, 359 pp.
- KEMEL M., 1991: Hydrologie. *Praha, ČVUT*.
- KENDER J., 2000: Teoretické a praktické aspekty ekologie krajiny. *MŽP, ENIGMA, s.r.o., Praha*, 218 pp.
- KENDER J., 2002: Krajina a voda. *Consult Praha*, 143 pp.
- KENNEDY C. R., 1975: Ecological animal ecology. *Blackwell, Edinburg*.
- KERN K., 1994: Grundlagen naturnaher Gewässergestaltung. Geomorphologische Entwicklung von Fließgewässern. *Berlin, Springer – Verlag*.
- KIRKA A., 1968: Estimation of population density and weight of fish in certain tributaries to the Orava and Váh rivers. *Zool. listy 17 (1)*: 75-84.
- KIRKA A., 1974: Populácia pstruha potočného (*Salmo trutta* m. *fario* L.) v rieke Jelešnej. *Biol. práce SAV, Bratislava 20 (3)*: 1-55.
- KLIMEŠ L., 1989: Rozšíření a ekologická diferenciace širokolistých šťovíků (*Rumex* sp.) v nivě Lužnice mezi Novou Vsí n. L. a Suchdolem n. L. v jižních Čechách. *Praha, Preslia 61*: 129-144.
- KOPECKÝ J. ET KOUDELKOVÁ B., 1997: Seasonal succession of plankton of two pokos in the Morava River floodplain. *Acta Mus. Moraviae, Sci. nat. 81 (1/2)*: 121-145.
- KOPECKÝ K., 1966: Ökologische Hauptunterscheide zwischen Röhrichtgesellschaften flissender und stehender Binnengewässer Mitteleuropas. *Praha, Folia geobot. phytotax. 1*: 193-242.
- KOTRČ M., 1989: Rybářské obhospodařování horní Lužnice postižené změnami kvality vody. *Diplomová práce AF Č. Budějovice*, 31 pp.
- KRÁLOVÁ H., 2001: Řeky pro život. Revitalizace řek a péče o nivní biotopy. Brno, ZO ČSOP Veronica. (Česká mutace anglické příručky The new rivers and wildlife handbook. The royal society for the protection of Birds, 1994).
- KUBEČKA J., 2002: Diverzita dospělých ryb v různých habitatech nádrže Římov. In: Biodiverzita ichtyofauny ČR (IV). *Brno, Ústav biologie obratlovců AV ČR*, 109-112.
- KUBEČKA J., PRCHALOVÁ M., HLADÍK M., VAŠEK M., ŘÍHA M., 2004: Vliv katastrofální povodně na složení rybí obsádky údolní nádrže Římov. In: Biodiverzita ichtyofauny ČR (IV). *Brno, Ústav biologie obratlovců AV ČR*, 129-136.
- KUX Z., 1956: Příspěvek k ichtyofauně dolní Moravy a Dyje. *Časopis Moravského musea, 41*: 93-112.
- KYLBERGEROVÁ M., PITHART D., RULÍK M., 2002: Algological survey of small floodplain backwaters. *Algological studies 104*: 169-187.
- LANGHAMMER J., 2005: Vliv extrémních povodní na dlouhodobé změny prostředí údolní nivy. In: Krajinotvorné programy. *Sborník konference. Průhonice*.

- LAZAR J., 1978: Problematika povrchových vod Třeboňské pánve. In: JENÍK J. ET PŘIBIL S. (reds.), 1978: Ekologie a ekonomika Třeboňska. *Třeboň*, 125-130.
- LEBEDEV N. V., 1969: Elementary populations of fish. *Jerusalem*, 244 pp.
- LELEK A. ET LIBOSVÁRSKÝ J., 1965: Über die Artselektivität beim elektrischen Fischfang. *Z. f. Fischerei* 13: 291-302.
- LELEK A. ET LUSK S., 1965: Výskyt ryb v závislosti na utváření dna. *Zool. list*, 14 (3): 225-234.
- LELEK A., 1962: Příspěvek k poznání opětovného засídlení vylovených úseků řeky rybami. *Zool. listy, Brno* 11 (3): 243-252.
- LELEK A., 1966: Vnímavost jelce tlouště *Leuciscus cephalus* L. k opakovanému působení stejnosměrného pulsujícího proudu v terénním pokusu. *Folia zool. Brno* 15 (1): 69-78.
- LELLÁK J. ET KUBÍČEK F., 1991: Hydrobiologie. *Karolinum, Praha*, 260 pp.
- LHOTSÝ O., 2000: Bibliografie přírodovědných prací o CHKO Třeboňsko. In: POKORNÝ J., ŠULCOVÁ J., HÁTEL M., HLÁSEK J. (eds.), 2000: Třeboňsko 2000 - Ekologie a ekonomika Třeboňska po dvaceti letech. *UNESCO/MaB, ENKI, o.p.s., Třeboň*, 134-168.
- LIBOSVÁRSKÝ J. ET WOHLGEMUTH E., 1973: Estimates of abundance of fishes in the Olšava creek, with respect to a long winter. *Folia zool. Brno*, 30 (3): 241-248.
- LIBOSVÁRSKÝ J., 1967a: The effect of fish irritation by electrofishing on the population estimate. *Ekologia Polska, Ser. A*, 15: 91-106.
- LIBOSVÁRSKÝ J., 1967b: Successive removals with electrical fishing gear – a suitable method for marking population estimates in small streams. *Verh. internat. Verein. Limnol.*, 16: 1212-1216.
- LIBOSVÁRSKÝ J., 1968: A study of brown trout population (*Salmo trutta* m. *fario* L.) in Loučka creek (Czechoslovakia). *Acta Sci. nat. Brno* 2 (7): 1-56.
- LIBOSVÁRSKÝ J., 1973: Fluctuation of fish populations in the Loučka creek and its tributary. *Acta Sci. nat. Brno* 7 (6): 1-32.
- LIBOSVÁRSKÝ J., 1977: The fish community in a section of Rokytná creek after twenty years. *Folia zool. Brno* 26 (1): 57-60.
- LOHNICKÝ K. ET LUSK S., 1998: Historický vývoj a současný stav ichtyofauny hydrologického systému řeky Orlice (povodí Labe). In: Biodiverzita ichtyofauny ČR (II). *Brno: Ústav biologie obratlovců AV ČR*, 117-129.
- LOJKÁSEK B., LUSK S., HALAČKA K., 2002: Druhová diverzita ryb v aluvii střední části CHKO Poodří. In: Biodiverzita ichtyofauny ČR (IV). *Brno, Ústav biologie obratlovců AV ČR*, 113-120.
- LOJKÁSEK B., LUSK S., HALAČKA K., LUSKOVÁ V., DROZD P., 2005: The impact of the extreme floods in July 1997 on the ichthyocenosis of the Oder Catchment area (Czech republic). *Hydrobiologia* 548: 11-22.
- LOSOS B. ET AL., 1987: Základy obecné ekologie. *UJEP Brno*.
- LOSOS B., GULIČKA J., LELLÁK J., PELIKÁN J., 1984: Ekologie živočichů. *SPN Praha*, 316 pp.
- LUSK S., 1967: Population dynamics of *Chondrostoma nasus* Linnaeus, 1758 in the Rokytná river. *Acta Sci. nat. Brno* 1 (12): 473-522.
- LUSK S., 1970: Qualitative und quantitative structure of the fish fauna in the Rokytná creek. *Ichthyologia* 2 (1): 73-82.
- LUSK S., 1973: The ichthyofauna of the Rokytná river. I. Species composition, abundance and biomass. *Folia zool. Brno* 22 (2): 165-180.
- LUSK S., 1976: The ichthyofauna of the Křetínka creek in relation to the water reservoir at Letovice. *Folia zool. Brno* 25 (4): 367-382.

- LUSK S., 1977: The ichthyofauna of the middle course of the Jihlava river in relation to the water reservoir at Dalešice. *Folia zool. Brno* 26 (3): 255-269.
- LUSK S., 1996: Ryby a jejich biotopy. *Sb. Mokřady České republiky, Třeboň*, 137-140.
- LUSK S. ET HANEL L., 2000: Červený seznam mihulí a ryb České Republiky – verze 2000. In: Biodiverzita ichtyofauny ČR (III). *Brno, Ústav biologie obratlovců AV ČR*, 5-13.
- LUSK S. ET HOLČÍK J., 1998: Význam bezbarierového spojení říčního systému Moravy a Dyje na území České republiky s Dunajem. In: Biodiverzita ichtyofauny ČR (II). *Brno, Ústav biologie obratlovců AV ČR*, 69-83.
- LUSK S., BARUŠ V., VOSTRADOVSKÝ J., 1992: Ryby v našich vodách. *Československá akademie věd, Praha*.
- LUSK S., HALAČKA K., LUSKOVÁ V., HORÁK V., 1999: Diverzita ichtyofauny revitalizace v oblasti dolního roku Dyje. In: Sborník referátů z vědecké konference s mezinárodní účastí, II. česká ichtyologická konference. *ÚRH MZLU v Brně*, 197-204.
- LUSK S., HALAČKA K., LUSKOVÁ V., HORÁK V., 2001: Annual dynamics of the fish stock in a backwater of the river Dyje. *Regul. rivers: res. mgmt.* 17: 571-581.
- LUSK S., HALAČKA K., LUSKOVÁ V., LOJKÁSEK B., ŠLECHTA V., PRAŽÁK O., 1998a: Vliv katastrofálních povodní v červenci 1997 na biodiverzitu ryb ve vodních tocích. In: Biodiverzita ichtyofauny ČR (II). *Brno, Ústav biologie obratlovců AV ČR*, 35-44.
- LUSK S., HARTVICH P., HALAČKA L., LUSKOVÁ V., HOLUB M., 2004: Impact of extreme floods on fishes in rivers and their floodplains. *Ecohydrology & hydrobiology*, Vol. 4, No 2: 147-155.
- 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., LUSKOVÁ V., HALAČKA K., 1998b: The effect of an extreme flood on the fish communities in the upper reaches of the Tichá Orlice river (The Labe drainage area). *Czech J. anim. sci.*, 43: 531-536.
- LUSK S., LUSKOVÁ V., HALAČKA K., LOJKÁSEK B., 2000a: Změny v druhové skladbě ichtyofauny na území České republiky po roce 1990. In: Biodiverzita ichtyofauny ČR (III). *Brno, Ústav biologie obratlovců AV ČR*, 21-28.
- LUSK S., LUSKOVÁ V., HANEL L., HALAČKA K., 2000b: Záchranné programy v ichtyologii. In: Biodiverzita ichtyofauny ČR (III). *Brno, Ústav biologie obratlovců AV ČR*, 91-98.
- MAČKA Z., 2004: Fluviální geomorfologie. Texty k cyklu přednášek. [online] Dostupné na internetu. *Olomouc, Univerzita Palackého*.
- MIŠÍK V., 1964: Estimation of the quantitative occurrence and standing crop of Mudminnow (*Ambra krameri*) and Pike (*Esox lucius*) in the canals of the Žitný ostrov in Slovakia. *Věst. Čs. společ. zool.* 28 (4): 357-368.
- NARÍZENÍ VLÁDY č. 132/2005 SB., kterým se stanoví národní seznam evropsky významných lokalit.
- OBRDLÍK P., 1998: Integrovaná protipovodňová ochrana na horním Rýnu v Badensku-Württembersku. In: Krajina, voda, povodeň. *Sborník SCHKO, Praha* 2: 25-30.
- ODUM E. P., 1977: Základy ekologie. *Academia Praha*, 733 pp.
- OLIVA O., 1955a: K metodice odhadu počtu ryb v přirozené vodní nádrži. *Věst. Čs. společ. zool.* 19 (4): 365-373.
- OLIVA O., 1955b: Složení rybích populací a množství biomasy ryb ve třech polabských tůních. *Univ. Carolina, Biologova* 1 (1): 61-74.
- OLIVA O., 1957: Některé zkušenosti s hubením ryb při studiu rybích populací. *Věst. Čs. společ. zool.* 21 (4): 363-375.
- OLIVA O., 1958: Biologické studie o rybách středního Polabí. *Kand. dis. práce KU Praha*, 90 pp.

- OLIVA O., 1959: Ještě k otázce množství ryb v přirozených nádržích a metodice jejich odhadu. *Věst. Čs. společ. zool.* 23 (4): 276-288.
- OLIVA O., 1960: Další příspěvek k poznání složení rybích populací v Polabí. *Věst. Čs. společ. zool.* 24 (1): 42-49.
- PATT H., JÜRGING P., KRAUS W., 1998: Naturnaher Wasserbau. *Berlin, Springer Verlag.*
- PECHAR L., HRBÁČEK J., DUFKOVÁ V., 1991: Tůň v inundačním území horní Lužnice - příklad přirozeně eutrofních stojatých vod. In: Sborník 9. celostátní konference Čs. limnolog. společ. *Znojmo*, 143-146.
- PECHAR L., HRBÁČEK J., DUFKOVÁ V., KOMÁREK J., KROUPA M., PAPÁČEK M., 1988: Hydrobiologická charakteristika tůní v nivě Horní Lužnice. In: DRBAL K., JENÍK J. (reds.), 1988: Sborn. VŠZ. *Agronom. fak. Č. Budějovice, ser. fyto techn.* 5/2: 73-84.
- PECHAR L., HRBÁČEK J., PITHART D., DVOŘÁK J., 1996: Ecology of pools. In: PRACH K., JENÍK J., LARGE A. (eds.): *Floodplain Ecology and Management. The Lužnice River in the Třeboň Biosphere Reserve, Central Europe. SPB Academic Publishing, Amsterdam*, 209-227.
- PELC F., 1998: Význam velkoplošných chráněných území pro ochranu mokřadů a záchyt vody v krajině. In: NĚMEC J. (ed.): *Krajina a voda. AOPK ČR, MŽP a MZe, Praha*, 176 pp.
- PEŇÁZ M., 1977: Population analysis of the barb, *Barbus barbus* from some Moravian rivers (Czechoslovakia). *Acta Sci. nat. Brno* 11 (7): 1-30.
- PETŘÍČEK V., 1998: Příčiny, průběh, důsledky povodní a náprava účinků na přírodu a krajinu. In: NĚMEC J. (ed.): *Krajina a voda. AOPK ČR, MŽP a MZe, Praha*, 176 pp.
- REZOLD F., 1998: Fish diversity in an isolated artificial wetland. *J. Freshwater Ecol.* 13: 171-179.
- PITHART D. ET PECHAR L., 1995: The stratification of pools in the alluvium of the river Lužnice. *Internat. Revue ges. Hydrobiol* 80: 61-75.
- PITHART D., 1999: Phytoplankton and water chemistry of several alluvial pools and oxbows after the flood event - a process of diversification. *Algological Studies* 95: 93-113.
- NIČKA K., 1975: Abundance, growth and production of the roach (*Rutilus rutilus* L) population in the Klíčava reservoir during the years 1964 and 1967-1972. *Int. revue ges. hydrobiol.*, 60: 209-220.
- NIČKA K., 1981: Ekologie ryb. Odhady základních parametrů charakterizujících rybí populace. *SNP, Praha*, 250 pp.
- NIČKA K., 1982: Long-termed study of fish populations in the Klíčava reservoir. *Acta sci. nat. Brno* 16: 1-46.
- NIČKA K., 1996: Standardy počtu druhů ryb v tocích. In: Biodiverzita ichtyofauny ČR (I). *Brno, Ústav biologie obratlovců AV ČR*, 46-49.
- NIČKA K., 1998a: Rybí společenstva v českých tocích v letech 1973-1997. *Sborník ref. z III. čes. icht. konf., Vodňany*, 141-146.
- NIČKA K., 1998b: Vliv některých parametrů na diverzitu ryb v malých tocích CHKO Křivoklátsko. In: Biodiverzita ichtyofauny ČR (II). *Brno, Ústav biologie obratlovců AV ČR*, 31-34.
- NIČKA K., 2000: Druhovú diverzitu ryb v podélném profilu velké řeky (Labe). In: Biodiverzita ichtyofauny ČR (III). *Brno, Ústav biologie obratlovců AV ČR*, 119-126.
- NIČKA K. ET ŠVÁTORA M., 1977: Factors affecting the shift in predominance from Eurasian perch (*Perca fluviatilis*) to roach (*Rutilus rutilus*) in the Klíčava reservoir, Czechoslovakia. *J. fish. res. bd. Canada* 34 (10): 1571-1575.
- NIČKA K., 2002: Ochrana přírody v ČR. In: Biodiverzita ichtyofauny ČR (IV). *Brno, Ústav biologie obratlovců AV ČR*, 23-28.

- POKORNÝ J., ŠULCOVÁ J., HÁTLE M., HLÁSEK J. (eds.), 2000: Třeboňsko 2000 - Ekologie a ekonomika Třeboňska po dvaceti letech. *UNESCO/MaB, ENKI, o.p.s., Třeboň, 344 pp.*
- POULÍČKOVÁ A., 1996: Rozsivková flóra povodí Lužnice. Diafon flora of the Lužnice river basin (Czech Republic). *Preslia, Praha 68(3): 257-264.*
- POULÍČKOVÁ A., 2002: Úloha rozsivek v různých typech tůní a mrtvých ramen. In: PITHART D. (ed.): Ekologie aluviálních tůní a říčních ramen. *Botanický ústav AV ČR Třeboň, 61-64.*
- PRACH K., 1991: Původní stanoviště druhů obnažených den a jejich společenstev v nivě Lužnice. *Č. Budějovice, Sborník Jihočes. muz., Přír. vědy 31: 82-84.*
- PRACH K., 1992: Vegetation, microtopography and water table in the Lužnice River floodplain, South Bohemia, Czechoslovakia. *Praha, Preslia 64: 357-367.*
- PRACH K. ET AL., 1996a: The Lužnice River and its Floodplain. In: PRACH K., JENÍK J., LARGE A. (eds.): Floodplain ecology and management. *SPB Academic Publishing, Amsterdam, 11-18.*
- PRACH K. ET AL., 1996b: Spatial and temporal variation of vegetation in the model cross-section. In: PRACH K., JENÍK J., LARGE A. (eds.): Floodplain ecology and management. *SPB Academic Publishing, Amsterdam, 80-87.*
- PRACH K., HUSÁK Š., ČERNÝ R., KUČERA S., GUTH J., RYDLO J., KLIMEŠOVÁ J., 1996c: Species and vegetation diversity along the river. In: PRACH K., JENÍK J., LARGE A. (eds.): Floodplain ecology and management. *SPB Acad. publ. bv., Amsterdam, 62-80.*
- PRACH K., JENÍK J., LARGE A. (eds.), 1996d: Floodplain Ecology and Management. The Lužnice River in the Třeboň Biosphere Reserve, Central Europe. *SPB Acad. publ. bv., Amsterdam, The Netherlands, 285 pp.*
- PRACH K., JENÍK J., LARGE A., 1996e: Introduction: River floodplains as ecological systems. In: PRACH K., JENÍK J., LARGE A. (eds.): Floodplain ecology and management. *SPB Academic Publishing, Amsterdam, 1-10.*
- PRACH K., KUČERA S., KLIMEŠOVÁ J., 1990: Vegetation and lands use in the Lužnice River floodplain and valley in Austria and Czechoslovakia. In: WHIGHAM D. F., GOOD R. E., KVĚT J. (eds.): Wetland ecology and management: case studies, *117-125.*
- PRACH K., LARGE A., KOVÁŘ P., 1996f: Conclusions and comparisons of the results with other river corridors. In: PRACH K., JENÍK J., LARGE A. (eds.): Floodplain ecology and management. *SPB Academic Publishing, Amsterdam, 257-270.*
- PRACH K., PITHART D., FRANCÍRKOVÁ F., 2003: Ekologické funkce a hospodaření v říčních nivách. *Třeboň, Botanický ústav AV ČR, 122 pp.*
- PRACH K., PŘIBÁŇ K., ELSTER J., RAUCH O., DRBAL K., POPELA P., 1988: Základní charakteristika řeky Lužnice a abiotických faktorů v oblasti Horní Lužnice. In: DRBAL K., JENÍK J. (eds.): Sborn. *VŠZ, Agronom. fak., Č. Budějovice, sek. fyto techn. 5/2: 17-36.*
- PŘIKRYL I., 2000: Tůně u Mušova - komentář po 25 letech. In: PITHART D. (ed.): Ekologie aluviálních tůní a říčních ramen. *Botanický ústav AV ČR Třeboň, 36-40.*
- RÁB P., LUSK S., BOHLEN J., BOROŇ A., NALBANT T. T., VASILJEVA E. D., LUSKOVÁ V., ŠLECHTOVÁ, V., ŠLECHTA V., HALAČKA K., 2000: Současný pohled na diverzitu sekavců rodu *Cobitis* v České republice a ve střední Evropě. In: Biodiverzita ichtyofauny ČR (III). *Brno, Ústav biologie obratlovců AV ČR, 15-20.*
- RÁB P., RÁBOVÁ M., ŠLECHTA V., ŠLECHTOVÁ V., LUSK S., HALAČKA K., LUSKOVÁ V., 1996: Sekavci rodu *Cobitis* v České republice. *Záv. Zpráva projektu „Ochrana biodiverzity“, Liběchov – Brno, 29 pp.*
- RAJCHARD J., 1999: Základy ekologické fyziologie obratlovců. *ZF JU v Č. Budějovicích.*

- RAJCHARD J., KINDLMANN P., BALOUNOVÁ Z., 2002: Ekologie II. Biotické faktory - populace, základní modely populační dynamiky, společenstva, potravní řetězce. *KOPP České Budějovice*, 119 pp.
- RAUCH O., LARGE A., ŠMILAUER P., 1993: The Floodplain as a buffer zone for water quality. In: PRACH K., JENÍK J. A LARGE A. (eds.): *Floodplain Ecology and Management. SPB Academic Publishing, Amsterdam*, 201-209.
- REICHARD M. ET JURAJDA P., 2000: Různé strategie driftu ryb v nížinných tocích. In: *Biodiverzita ichtyofauny ČR (III). Brno, Ústav biologie obratlovců AV ČR*, 143-148.
- REICHHOLF J., 1999: Žít a přežít v přírodě, ekologické souvislosti. *IKAR Praha*.
- RICKER W. E., 1975: Computation and interpretation of biological statistic of fish populations. *Bull. fish. res. bd. Canada* 191: 382 pp.
- ROUX A. L., 1982: Cartographie polithématique appliquée à la gestion écologique des eaux d'étude d'un hydrosystème fluvial: le Haut - Rhône français, *CNRS Centre région, Publi., Lyon*, 116 pp.
- RULÍK M., HUSÁK Š., KVĚT J. - MIN. ŽIV. PROSTŘEDÍ ČR, 1996: Anglicko-český a česko-anglický slovník pojmů používaných v hydrobiologii a ekologii mokřadů. 175 pp.
- RYDLO J., 1991: Zanikající mokřady v Polabí (I). Tůň Bezedná, Okrouhlík a Tonice u Velkého Oseka. *Muzeum a současnost, Rožtoky, ser. natur. 5: 101-128*.
- ŘÁDEK L., 2005: Říční ramena - ohrožený krajinný fenomén. Možnosti jejich obnovy z hlediska podpory biodiverzity v povodí. In: *Krajinotvorné programy. Sborník konference. Průhonice*.
- ŘÍHA J., 1967: Lov ryb elektrinou. *ČRS, Praha*, 190 pp.
- SEBER F. ET LE CREN, E. D., 1967: Estimating population parameters from large catches relative to the population. *J. Animal Ecology* 36: 631-643.
- SCHLOTT G. ET IDL K. 1987: Bericht 1 (1982 - 86). *Ökologische Station Waldviertel*, 66 pp.
- SCHNEIDER D. W. ET FROST T. M., 1996: Habitat duration and community structure in tempory ponds, *North Amerikan Benthological Society* 15: 64-86.
- SCHRAMM JR. H. L. ET EGGLETON M. A., 2006: Applicability of the flood-pulse concept in a temperate floodplain river ecosystem: Thermal and temporal components. *River res. applic.* 22: 543-553.
- SILIGATO S., 1999: Spawning migration of Balo's ruffe into a danubian side branch in Austria. *Jurnal of Fish Biology* 55: 376-381.
- SKÁCELOVÁ O., 2000a: Řasová flóra tůní Planých louček těsně před povodní a rok poté. In: PITHART D. (ed.): *Ekologie aluviálních tůní a říčních ramen. Botanický ústav AV ČR Třeboň*, 78-80.
- SKÁCELOVÁ O., 2000b: Sinice a rozsivky PP Jezírko Kutnar. In: PITHART D. (ed.): *Ekologie aluviálních tůní a říčních ramen. Botanický ústav AV ČR Třeboň*: 75-77.
- SMĚRNICE RADY Č. 78/659/EHS Z 18. ČERVNA 1978, o kvalitě sladkých povrchových vod vyžadujících ochranu nebo zlepšení za účelem podpory života ryb.
- SMĚRNICE RADY Č. 92/43/EHS Z 218. KVĚTNA 1992, o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin.
- SMĚRNICE 2000/60/ES Evropského parlamentu a Rady z 23. října 2000, ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky (Rámcová směrnice o vodách).
- SPELLERBERG I. F., 1991: A biogeographical basis of conservation. In: *The Scientific Management of Temperate Communities for Conservation. Oxford, Blackwells*, 293-322.
- STATSOFT, INC. 2000: STATISTICA for windows (computer program manual). *Tulsa, OK: StatSoft, Inc, 2300 east 14th Street, Tulsa, OK 74104*.

- SWINGLE H. S., 1950: Relationship and dynamics of balanced and unbalanced fish populations. *Agricult. exp. stat. bull.*, 274: 74 pp.
- ŠINDLAR M., 1997: Dynamika meandrujících a divočích toků, jejich ochrana a revitalizace. Podúkol 01 - B Systémové řešení v rámci ČR. *Průběžná zpráva projektu VaV Péče o krajinu. Býšť.*
- ŠRÁMEK-HUŠEK R., 1951: Úvod do limnobiologie. *Praha.*
- ŠRÁMEK-HUŠEK R., 1958: Život našich řek. *Orbis, Praha*, 282 pp.
- ŠVEC R., NEKOVÁŘ F., VOJTĚCH S., 1967: Zeměpisný obraz Jihočeského kraje. *Rozpravy ped. fak., Č. Budějovice, ř. přír. věd, č. 4: 5-15.*
- TEJČKA J., 1924: Rybářské poměry na Vitorazsku. *Český Rybář*, 63-65, 76-79, 141-145.
- TENDER J. ET NOVOTNÁ D., 1999: Revitalizace říčních systémů. *MŽP, Enigma, Praha.*
- TER BRAAK C. J. F. ET ŠMILAUER P., 1998: CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4). *Microcomputer Power, Ithaca, NY: 352 pp.*
- VAIT J. ET PIVNIČKA K., 2002: Závislost biomasy ryb na morfologii malých toků. In: Biodiverzita ichtyofauny ČR (IV). *Brno, Ústav biologie obratlovců AV ČR*, 161-166.
- VALACHOVIČ D., HOLUBOVÁ K., ŠÍBL J., 2000: Obnova vodného režimu na dolnom úseku rieky Moravy. In: KOVAŘÍK P. ET MACHAR I. (eds.): Mokřady 2000. *Správa CHKO Litovelské Pomoraví a Český ramsarský výbor*, 276 pp.
- VANNOTE R. L., MINSHALL G. M., CUMMINS K. W., SEDEL J. R., CUSHING C. E., 1980: The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, Msc., 45 pp.
- VINCENT R., 1971: River electrofishing and fish population estimates. *Progres. Fish-Cultur*, 163-169.
- VOSTRADOVSKÝ J., 1969a: Úmrtnost, přežívání, biomasa a abundance štiky obecné (*Esox lucius* L.) v údolní nádrži Lipno. *Živoč. výroba* 14: 799-812.
- VOSTRADOVSKÝ J., 1969b: Značkování, migrace a růst značkových štik v údolní nádrži Lipno. *Bul. VÚRH Vodňany* (3): 9-18.
- VRANOVSKÝ M., 1984: Jako vznikají riečne ramená. *Poľovníctvo a rybárstvo* 36(4): 36-37.
- VYHLÁŠKA Č. 103/1963 Sb., kterou se provádějí některá ustanovení zákona ČNR č. 102/1963 Sb., o rybářství, ve znění pozdějších předpisů.
- VYHLÁŠKA Č. 395/1992 Sb. MŽP ČR, kterou se provádějí některá ustanovení zákona ČNR č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů.
- WELCOMME R. L., 1975: The fisheries ecology of African Floodplains, *CIFA Tech., Pup. 3: 1-51.*
- WELCOMME R. L., 1979: Fisheries ecology of floodplain rivers, *Publ., House Longmann, London and New York*, 317 pp.
- WELCOMME R. L., 1983: River basis. *FAO Fish, Tech. Pup. 202: 1-60.*
- WELCOMME R. L., 1985: River fisheries. *FAO fisheries technical paper* 262: 330 pp.
- WELCOMME R. L. ET HALLS A., 2001: Some considerations of the effects in flood patterns on fish populations. *Ecohydrol. hydrobiol.* 1: 313-321.
- WELCOMME R. L., WINEMILLER K. O., COWX I. G., 2006: Fish environmental guilds as a tool for assessment of ecological condition of rivers. *River res. applic.* 22: 377-396.
- WHITE D. S., 1993: Perspectives on defining and delineating hyporheic zones. *Journal of the North American Benthological Society* 12(1): 61-69.
- WILLIAMS D. D., 1996: Environmental constraints in temporary fresh waters and their consequences for the insect fauna, *Journal of the North American Benthological Society* 15: 634-650.

ZAPLETAL J., PEŇÁZ M., BARUŠ V., PROKEŠ M., VOJTÁSEK S., 2000: Druhov^á diverzita společenstva ryb Čepova ramene (řeka Morava). In: Biodiverzita ichtyofauny ČR (III). *Brno, Ústav biologie obratlovců AV ČR, 171-176.*

ZÁKON ČNR č. 102/1963 SB., o rybářství, ve znění pozdějších předpisů.

ZÁKON ČNR č. 114/1992 SB., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů.

ZÁKON ČNR č. 100/2001 SB., o posuzování vlivů na životní prostředí, ve znění pozdějších předpisů.

ZÁKON ČNR č. 254/2001 SB., o vodách, ve znění pozdějších předpisů.

ZÁKON ČNR č. 100/2004 SB., o ochraně druhů volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin regulováním obchodu s nimi a dalších opatřeních k ochraně těchto druhů, ve znění pozdějších předpisů.

Zdroje a finanční krytí disertační práce:

Grantový projekt MŠMT J06/98:12200003/3

Grantový projekt MSM 6007605806

Grantový projekt č. IAA 6093105 Grantové agentury Akademie věd ČR

Výzkumný projekt MŽP ČR č. VaV/620/9/03

11. Přílohy

Příloha č. 1: Komplexní rozbor hospodaření revírů (MP) Lužnice 10 A a Lužnice 11 v letech 2002 - 2004

Příloha č. 2: Příčné profily nivou řeky Lužnice a Nové řeky - obr. A, B, D, E

Příloha č. 3: Ekologické skupiny ryb zjištěné ichtyologickým průzkumem během let 2002, 2003 a 2004 v celé zájmové oblasti

Příloha č. 4: Grafické znázornění jednotlivých odlovných míst v aluviu řeky Lužnice a jejich maximální plocha při vybřežení společně s průměrnou plochou v době odlovů, s vykreslením hloubkových vrstevnic a s vyznačením maximální hloubky při maximální ploše.

Příloha č. 5a-d: Celkový přehled odhadu abundance a ichtyomasy odlovených ryb v odlovných místech R1 - R11

Příloha č. 6a: Celkový přehled odhadu abundance a ichtyomasy odlovených ryb v odlovných místech T55, T81 a T92

Příloha č. 6b: Celkový přehled odhadu abundance a ichtyomasy odlovených ryb v odlovných místech T95, T134 a T136A

Příloha č. 6c: Celkový přehled odhadu abundance a ichtyomasy odlovených ryb v odlovných místech T136B, T183 a T185

Příloha č. 6d: Celkový přehled odhadu abundance a ichtyomasy odlovených ryb v odlovných místech T186, T196 a T207

Příloha č. 6e: Celkový přehled odhadu abundance a ichtyomasy odlovených ryb v odlovných místech T207B, T207C a T450B

Příloha č. 7: Celkový přehled četnosti výskytu a konstance jednotlivých druhů ryb odlovených v zájmové oblasti v letech 2002 - 2004

Příloha č. 8: Návrhy revitalizačních opatření

Příloha č. 9: Podrobné mapy vybraných úseků hydrosystému aluvia řeky Lužnice v měřítku 1 : 5 000 s vyznačením navrhovaných revitalizačních opatření (převzato a upraveno podle Černého 1994)

1: Komplexní rozbor hospodaření revírů

421041 Lužnice 10 A

kapr	lín	cejn	tloušť	n	amur	karas	mník	ostatní	Celkem
320 400,00 1,25									6 970 400,00
419 1 037,97 2,48	35 18,70 0,53	80 31,03 0,39	61 43,63 0,72	2 5	4 12,84 3,21	3 2,42 0,81	2 0,60 0,30	295 45,00 0,15	1 648 1 917,21 1,16

kapr	lín	cejn	tloušť	n	amur	karas	mník	ostatní	Celkem
2 251 2 756,00 1,22	40 15,30 0,38		4 000	0					15 107 2 771,30
523 1 222,70 2,34	48 24,69 0,51	116 58,48 0,50	44 34,57 0,79	3 5	15 43,40 2,89	2 1,50 0,75	3 0,90 0,30	76 13,71 0,18	1 425 2 000,07 1,40

kapr	lín	cejn	tloušť	n	amur	karas	mník	ostatní	Celkem
1 266 1 600,00 1,26	100 2,50 0,03	800 100,00 0,13	2 000	00				1350 102,50 0,08	13 683 1 805,00
481 1 185,92 2,47	35 15,69 0,45	69 16,08 0,23	31 23,54 0,76	0 0				78 13,51 0,17	1 204 1 824,00 1,51

421043 Lužnice 11

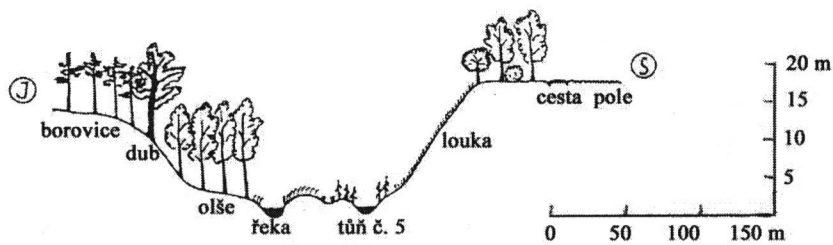
kapr	lín	cejn	tloušť	amur	tolstolobik	karas	mník	ostatní	Celkem
1 570 1 790,00 1,14		50 25,00 0,50					500	3 150 215,00 0,07	10 395 2 030,00
1 035 2 135,62 2,06	31 12,70 0,41	373 88,70 0,24	6 5,80 0,97	4 23,10 5,78	1 17,00 17,00	35 19,84 0,57		86 9,95 0,12	2 022 2 706,20 1,30

kapr	lín	cejn	tloušť	amur	tolstolobik	karas	mník	ostatní	Celkem
1 675 1 680,00 1,00	200 20,00 0,10	200 40,00 0,20	3 000				610	250 25,00 0,10	9 965 1 765,00
1 045 2 293,74 2,19	27 17,95 0,66	315 80,65 0,26	20 17,23 0,86	5 21,10 4,22		8 5,65 0,71		45 5,52 0,12	2 019 3 110,94 1,54

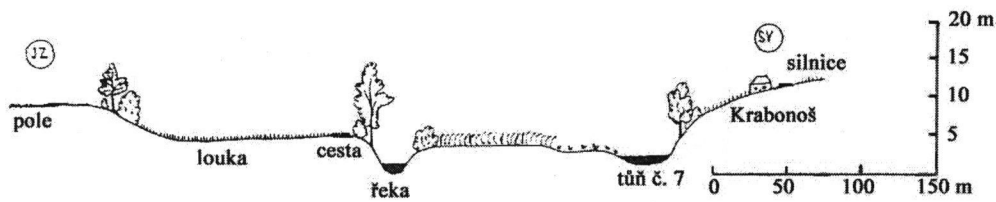
kapr	lín	cejn	tloušť	amur	tolstolobik	karas	mník	ostatní	Celkem
2 050 1 960,00 0,96	1 680 190,00 0,11	600 200,00 0,33	2 000				600	1 000 100,00 0,10	12 380 2 450,00
687 1 819,70 2,65	11 5,39 0,49	750 120,46 0,15	11 13,30 1,21	1 3,00 3,00		6 3,80 0,63		76 5,60 0,07	1 988 2 553,91 1,28

Příloha č. 2: Příčné profily nivou řeky Lužnice a Nové řeky - obr. A, B, D, E

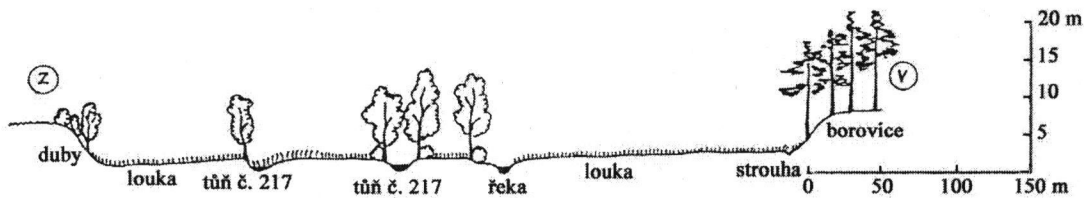
Obr. A (148 ř. km řeky Lužnice)



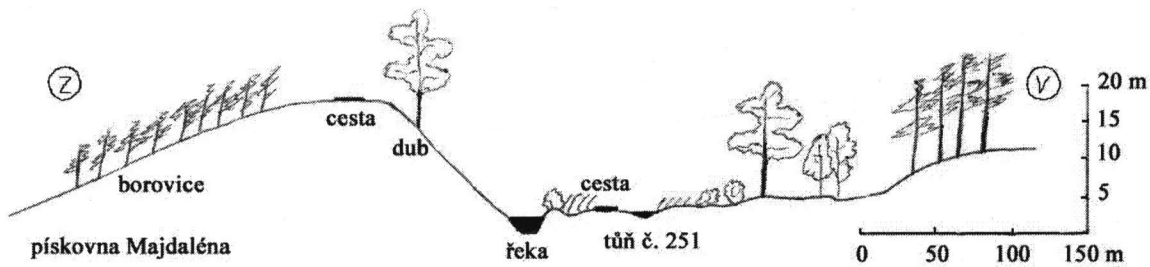
Obr. B (147,5 ř. km řeky Lužnice)



Obr. D (130 ř. km řeky Lužnice)

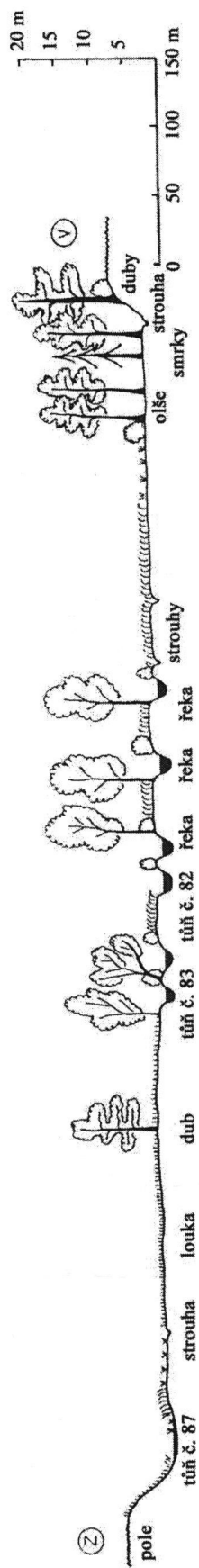


Obr. E (119,5 ř. km řeky Lužnice)

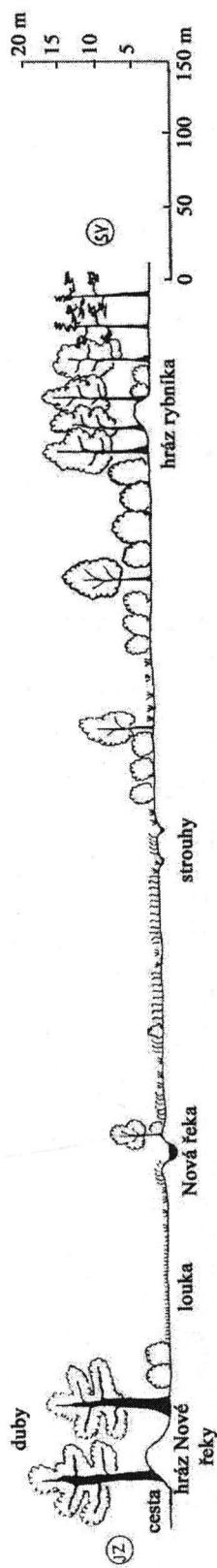


Příloha č. 2: Příčné profily nívou řeky Lužnice a Nové řeky - obr. C, F

Obr. C (140,5 ř. km řeky Lužnice)



Obr. F (12,5 ř. km Nové řeky)



Příloha č. 3: Ekologické skupiny ryb zjištěné ichtyologickým průzkumem během let 2002, 2003 a 2004 v celé zájmové oblasti

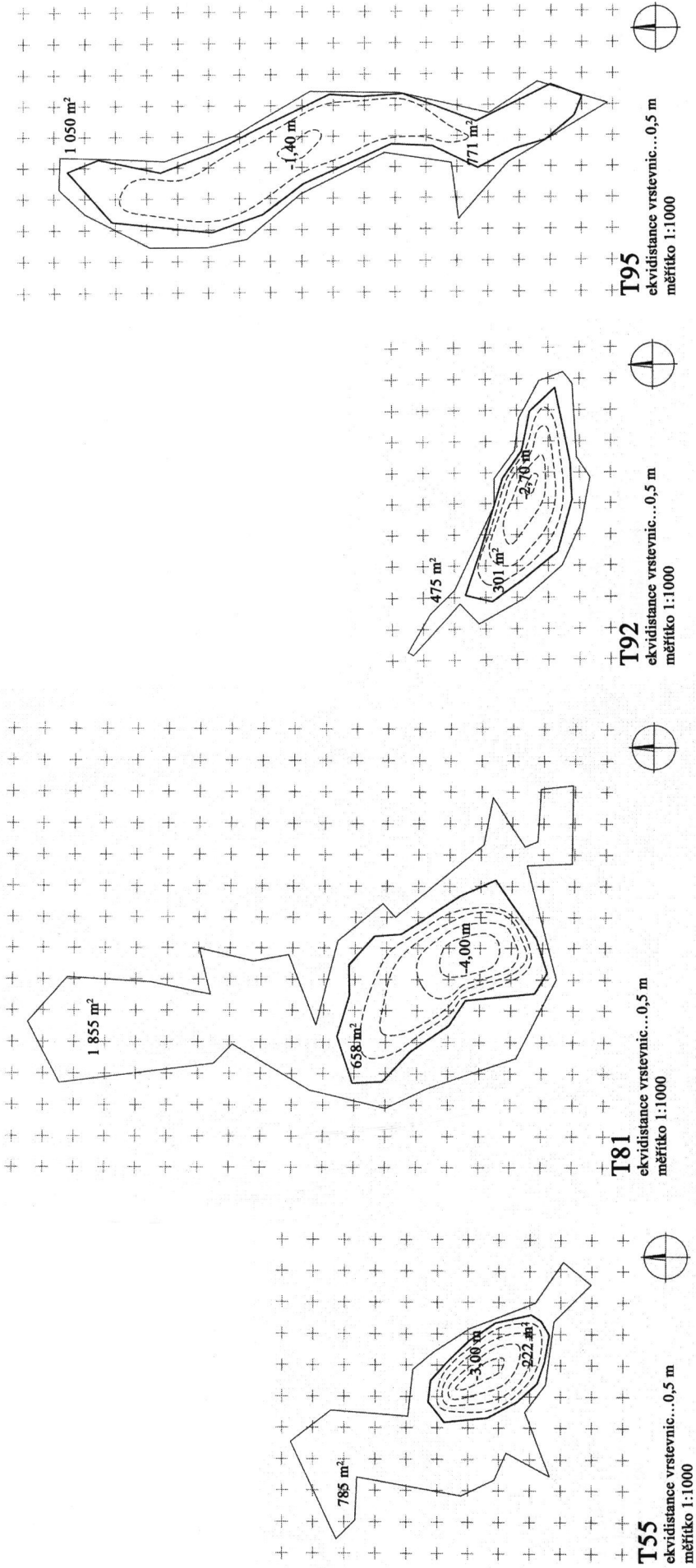
Čeleď	Druh	Výskyt		Skupina		Vztah		Legislativa		IUCN
		řeka	niva	potravní	reprodukční	k proudivosti	k migraci	ČR	EU	
kaprovití (Cyprinidae)	cejn velký (<i>Abramis brama</i> L. 1758)	+	+	Ca.1	A.1.4	L	LD			V - LC
kaprovití (Cyprinidae)	cejnec malý (<i>Abramis bjoerkna</i> L. 1758)	+	+	Eu	A.1.5	E	SD			V - LC
kaprovití (Cyprinidae)	hrouzek obecný (<i>Gobio gobio</i> L. 1758)	+	+	Ca.1	A.1.6	E	NM			V - LC
kaprovití (Cyprinidae)	jelec jesen (<i>Leuciscus idus</i> L. 1758)	+	+	Eu	A.1.4	E	SD	NL - III		III - VU
kaprovití (Cyprinidae)	jelec proudník (<i>Leuciscus leuciscus</i> L. 1758)	+	+	Ca.1	A.1.3	R	SD			V - LC
kaprovití (Cyprinidae)	jelec tloušť (<i>Leuciscus cephalus</i> L. 1758)	+	+	Eu	A.1.3	R	SD			V - LC
okounovití (Percidae)	ježdík obecný (<i>Gymnocephalus cernuus</i> L. 1758)	+	+	Ca.1	A.1.4	E	SD			V - LC
kaprovití (Cyprinidae)	kapr obecný (<i>Cyprinus carpio</i> L. 1758)	-	+	Ca.1	A.1.5	E	SD			III - VU
kaprovití (Cyprinidae)	karas obecný (<i>Carassius carassius</i> L. 1758)	-	+	Eu	A.1.5	L	NM			V - LC
kaprovití (Cyprinidae)	karas stříbrný (<i>Carassius auratus</i> L. 1758)	+	+	Eu	A.1.5	E	SD			V - LC
kaprovití (Cyprinidae)	lín obecný (<i>Tinca tinca</i> L. 1758)	+	+	Ca.1	A.1.5	L	NM			V - LC
lososovití (Salmonidae)	lipan podhorní (<i>Thymallus thymallus</i> L. 1758)	+	-	Ca.1	A.2.3	R	SD			IV - NT
mihulovití (Petromyzontidae)	mihule potoční (<i>Lampetra planeri</i> Bloch 1784)	+	-		A.2.3	R	NM	NL - I	EL - II	III - EN
mníkovití (Lotidae)	mník jednovousý (<i>Lota lota</i> L. 1758)	+	+	Ca.1	A.1.2	E	SD	NL - III		III - VU
mřenkovití (Balitoridae)	mřenka mramorovaná (<i>Barbatula barbatula</i> L. 1758)	+	-	Ca.1	A.1.6	R	NM			V - LC
okounovití (Percidae)	okoun říční (<i>Perca fluviatilis</i> L. 1758)	+	+	Ca.1	A.1.4	E	SD			V - LC
kaprovití (Cyprinidae)	ostrorečka stěhovavá (<i>Chondrostoma nasus</i> L. 1758)	+	-	He.2.2	A.1.3	R	LD			III - EN
kaprovití (Cyprinidae)	ouklej obecná (<i>Alburnus alburnus</i> L. 1758)	+	+	Ca.1	A.1.4	E	SD			V - LC
kaprovití (Cyprinidae)	perlín ostrobříchý (<i>Scardinius erythrophthalmus</i> L. 1758)	+	+	He.2.1	A.1.5	L	SD			V - LC
sekavcovití (Cobitidae)	piskoř pruhovaný (<i>Misgurnus fossilis</i> L. 1758)	+	+	Ca.1	A.1.5	L	NM	NL - III	EL - II	III - EN
kaprovití (Cyprinidae)	plotice obecná (<i>Rutilus rutilus</i> L. 1758)	+	+	Eu	A.1.4	E	SD			V - LC
lososovití (Salmonidae)	pstruh duhový (<i>Oncorhynchus mykiss</i> Walbaum 1792)	+	-	Ca.1	A.2.3	E	SD			V - LC
lososovití (Salmonidae)	pstruh obecný (<i>Salmo trutta morpha fario</i> L. 1758)	+	-	Ca.1	A.2.3	R	SD			V - LC
sekavcovití (Cobitidae)	sekavec podunajský (<i>Cobitis elongatoides</i> Bacescu et Maier 1969)	+	+	Eu	A.1.5	E	NM	NL - II	EL - II	III - EN
lososovití (Salmonidae)	siven americký (<i>Salvelinus fontinalis</i> Mitchell 1814)	+	-	Ca.1	A.2.3	R	SD			
kaprovití (Cyprinidae)	slunka obecná (<i>Leucaspis deloneatus</i> Heckel 1843)	+	+	Eu	B.1.4	L	NM			III - EN
kaprovití (Cyprinidae)	střevle potoční (<i>Phoxinus phoxinus</i> L. 1758)	+	-	Ca.1	A.1.3	R	NM	NL - III		III - VU
kaprovití (Cyprinidae)	střevlička východní (<i>Pseudorasbora parva</i> Temminck et Schlegel 1846)	+	+	Eu	B.2.2	E	NM			
štíkovití (Esocidae)	štika obecná (<i>Esox lucius</i> L. 1758)	+	+	Ca.2.1	A.1.5	E	SD			V - LC
úhořovití (Anguillidae)	úhoř říční (<i>Anguilla anguilla</i> L. 1758)	+	-	Ca.1	A.1.1	E	LD			IV - NT
vrankovití (Cottidae)	vranka obecná (<i>Cottus gobio</i> L. 1758)	+	-	Ca.1	B.2.7	R	NM	NL - III	EL - II	III - VU

Legenda k příloze č. 3: Ekologické skupiny ryb zjištěné ichtyologickým průzkumem během let 2002, 2003 a 2004 v celé zájmové oblasti (použito členění podle Holčíka 1998a)

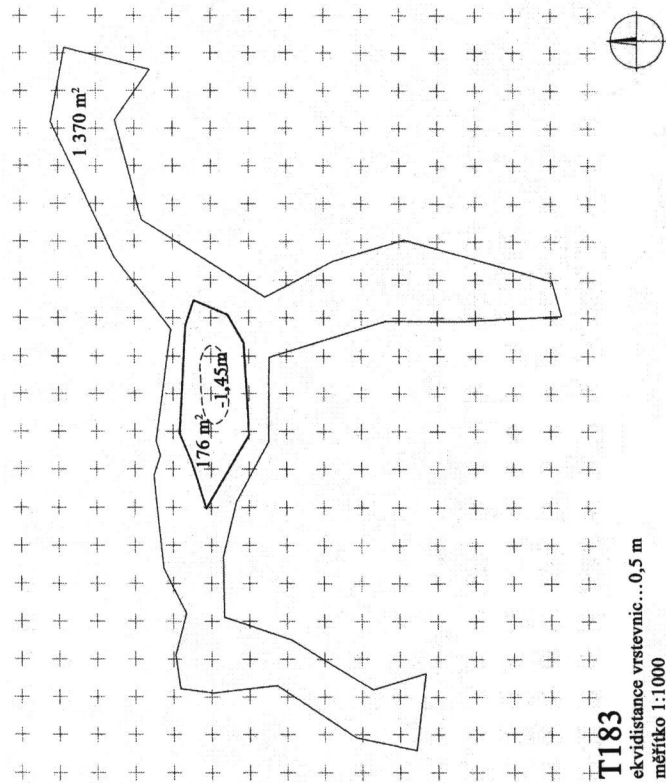
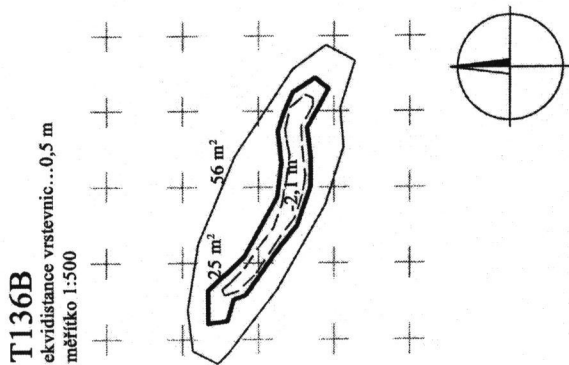
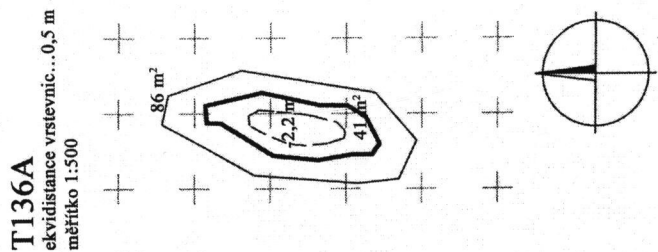
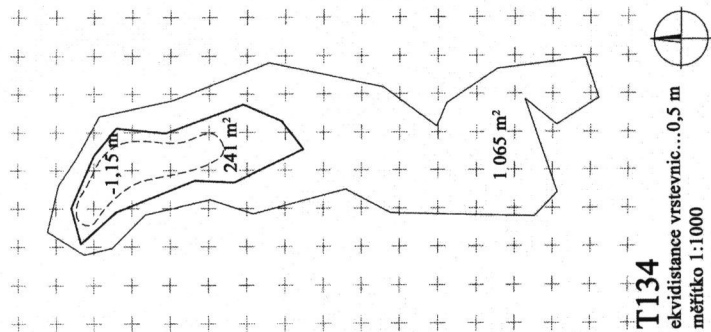
- Skupina** - *potravní* ⇒ Ca.1 - nespecializovaní masožravci
Ca.2.1. - specializovaní masožravci - rybožravci
He.2.1 - specializovaní rostloožravci - makrofytofágní
He.2.2 - specializovaní rostloožravci - mikrofytofágní
Eu - všežravci
- *reprodukční* ⇒ A - nebudující hnízda
A.1.1 - jikry pokládají na otevřeném podkladě - pelagofilní
A.1.2 - jikry pokládají na otevřeném podkladě - litopelagofilní
A.1.3 - jikry pokládají na otevřeném podkladě - litofilní
A.1.4 - jikry pokládají na otevřeném podkladě - fytolitoofilní
A.1.5 - jikry pokládají na otevřeném podkladě - fytofilní
A.1.6 - jikry pokládají na otevřeném podkladě - psamofilní
A.2.3 - ukrývající jikry - litofilní

B - hlídající snůšku
B.1.4 - vyhledávající výtěrový substrát - fytofilní
B.2.2 - budující hnízda - polyfilní
B.2.7 - budující hnízda - speleofilní
- Vztah** - *k proudivosti* ⇒ E - eurytopní
L - limnofilní
R - reofilní
- *k migraci* ⇒ LD - migrační tahy nad 100 km
SD - migrační tahy do 100 km
NM - netažný druh
- Legislativa** - *národní (ČR)* ⇒ NL - I - kriticky ohrožený druh
NL - II - silně ohrožený druh
NL - III - ohrožený druh
- *evropská (EU)* ⇒ EL - II - druhy dle Směrnice Rady č. 92/43/EEC, příloha č. 2
- IUCN** (národní červený seznam)
- *obecně ohrožené druhy* ⇒ III - EN - ohrožený
III - VU - zranitelný
- *druhy blízké ohrožení* ⇒ IV - NT - téměř ohrožený
- *neohrožené druhy* ⇒ V - LC - málo dotčený

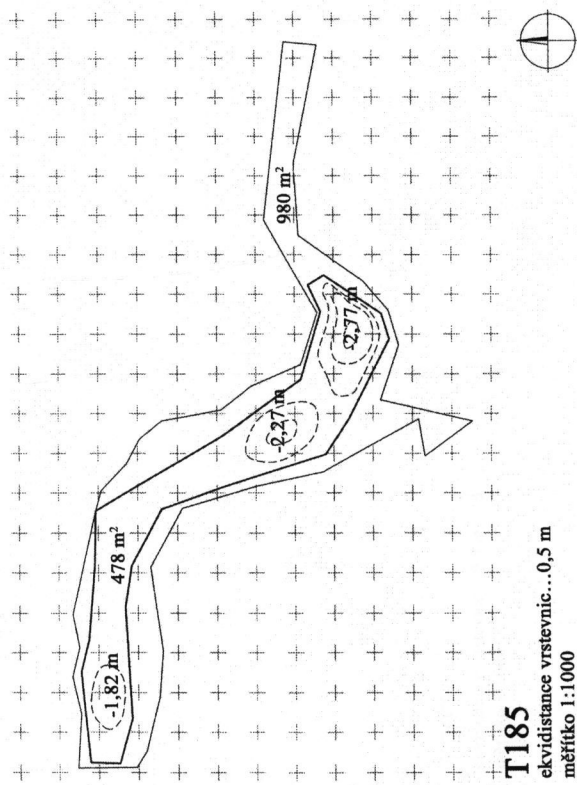
Příloha č. 4a: Grafické znázornění jednotlivých odlovných míst v aluvii řeky Lužnice a jejich maximální plocha při vyběžení společně s průměrnou plochou v době odlovů, s vykreslením hloubkových vrstevnic a s vyznačením maximální hloubky při maximální ploše.



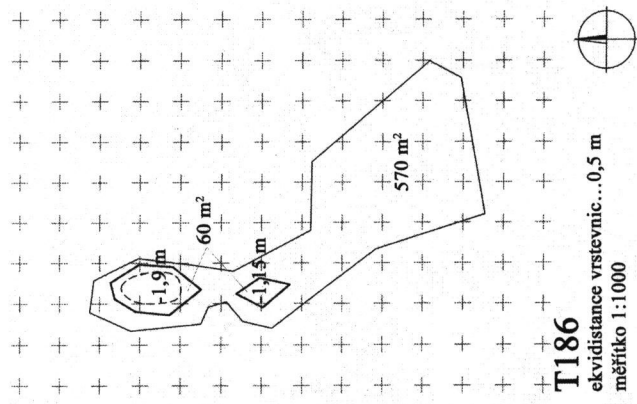
Příloha č. 4b: Grafické znázornění jednotlivých odlovných míst v aluvii řeky Lužnice a jejich maximální plocha při vybřežení společně s průměrnou plochou v době odlovů, s vykreslením hloubkových vrstevnic a s vyznačením maximální hloubky při maximální ploše.



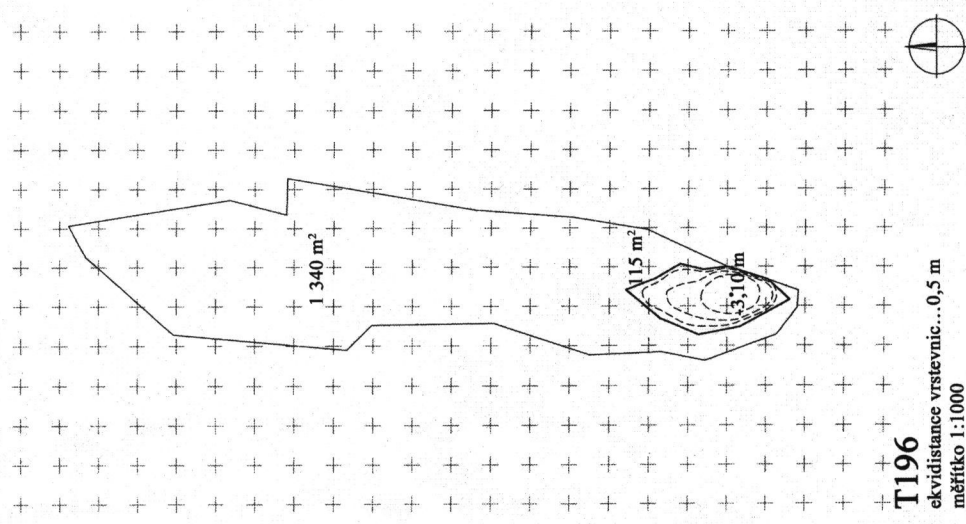
Příloha č. 4c: Grafické znázornění jednotlivých odlovných míst v aluviu řeky Lužnice a jejich maximální plocha při vybřežení společně s průměrnou plochou v době odlovů, s vykreslením hloubkových vrstevnic a s vyznačením maximální hloubky při maximální ploše.



T185
ekvidistance vrstevnic...0,5 m
měřítko 1:1000



T186
ekvidistance vrstevnic...0,5 m
měřítko 1:1000

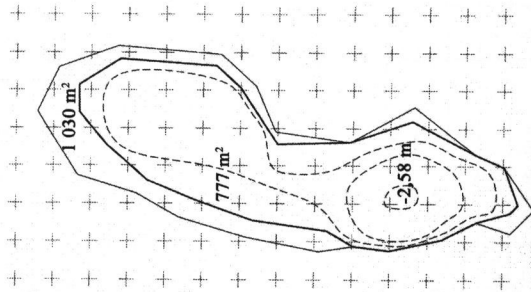
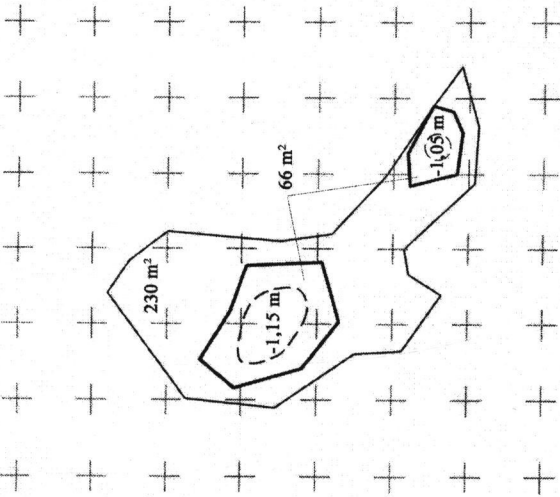


T196
ekvidistance vrstevnic...0,5 m
měřítko 1:1000

Příloha ř. 4d: Grafické znázornění jednotlivých odlovných míst v aluvii řeky Lužnice a jejich maximální plocha při vyběžení společně s průměrnou plochou v době odlovů, s vykreslením hloubkových vrstevnic a s vyznačením maximální hloubky při maximální ploše.

T207B

ekvidistance vrstevnic...0,5 m
měřítko 1:500

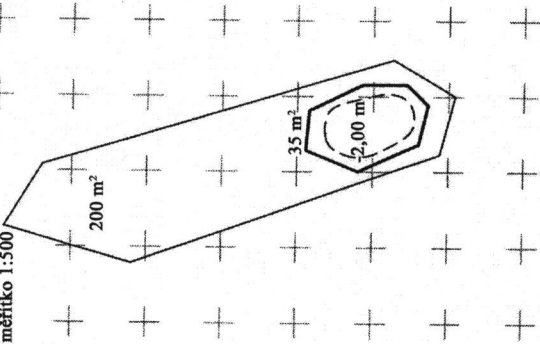


T207

ekvidistance vrstevnic...0,5 m
měřítko 1:1000

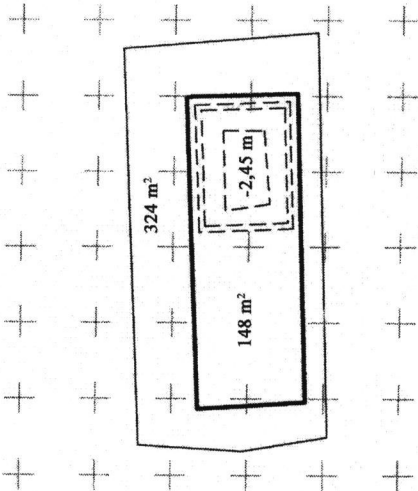
T207C

ekvidistance vrstevnic...0,5 m
měřítko 1:500



T450B

ekvidistance vrstevnic...0,5 m
měřítko 1:500



Druh a ekologická skupina			Odlavné místo R1 České Velenice - u koupaliště						Odlavné místo R2 České Velenice - u čističky						Odlavné místo R3 Krabonoš (pod rotnou)					
			2002		2003		2004		2002		2003		2004		2002		2003		2004	
			N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha
<i>Abramis brama</i>		L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	325	10,500	0	0
<i>Abramis bjoerkna</i>		E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gobio gobio</i>		E	0	0	15	0,438	192	1,308	57	1,244	86	0,172	278	2,163	50	0,588	950	5,188	7 400	35,413
<i>Leuciscus idus</i>		E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leuciscus leuciscus</i>		R	8	0,923	100	12,308	62	0,404	29	3,062	0	0	469	107,895	50	3,700	0	0	25	0,500
<i>Leuciscus cephalus</i>		R	24	3,441	146	24,038	208	38,862	325	88,900	0	0	0	0	25	1,125	225	26,525	300	31,875
<i>Gymnocephalus cernuus</i>		E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0,250	25	0,200	0	0
<i>Cyprinus carpio</i>		E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carassius carassius</i>		L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carassius auratus</i>		E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tinca tinca</i>		L	24	0,235	8	0,012	0	0	38	0,297	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thymallus thymallus</i>		R	138	16,049	123	11,562	54	5,377	10	0,478	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lampetra planeri</i>		R	0	0	38	0,154	8	0,200	0	0	19	0,077	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lota lota</i>		E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	1,200	100	2,250
<i>Barbatula barbatula</i>		R	40	0,640	185	2,785	362	3,872	57	0,498	727	8,014	545	7,914	0	0	0	0	0	0
<i>Perca fluviatilis</i>		E	8	0,121	31	0,423	31	0,600	201	3,321	105	0,498	144	5,885	25	0,550	25	0,600	925	23,650
<i>Chondrostoma nasus</i>		R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	150	1,775	0	0	0	0
<i>Alburnus alburnus</i>		E	0	0	0	0	8	0,042	0	0	0	0	0	0	0	0	1 925	15,793	100	1,425
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>		L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	1,350	0	0
<i>Misgurnus fossilis</i>		L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rutilus rutilus</i>		E	0	0	77	0,515	92	1,812	57	4,364	756	2,201	278	17,933	50	0,875	5 200	66,500	700	12,750
<i>Oncorhynchus mykiss</i>		E	0	0	8	1,908	0	0	10	2,699	0	0	10	4,115	0	0	0	0	0	0
<i>Salmo trutta morpha. fario</i>		R	429	13,935	777	39,892	215	17,246	249	9,914	201	18,038	29	5,943	0	0	0	0	0	0
<i>Cobitis elongatoides</i>		E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salvelinus fontinalis</i>		R	0	0	0	0	0	0	10	2,756	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leucaspis delineatus</i>		L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phoxinus phoxinus</i>		R	40	0,235	131	0,492	438	1,700	507	2,478	2 134	4,737	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudorasbora parva</i>		E	8	0,032	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Esox lucius</i>		E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	8,000	0	0	0	0
<i>Anguilla anguilla</i>		E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cottus gobio</i>		R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Celkem			719	35,611	1 639	94,527	1 670	71,423	1 550	120,011	4 028	33,737	1 753	151,848	400	16,863	8 725	127,856	9 550	107,863

Příloha č. 5b: Celkový přehled odhadu abundance a ichtyomasy odlovených ryb v odlovných místech R4, R5 a R6

Druh a ekologická skupina		Odlovné místo R4 Pod Lanopásem						Odlovné místo R5 Pod mostem v Halámkách						Odlovné místo R6 Pod jezem u Šulcova mlýna					
		2002		2003		2004		2002		2003		2004		2002		2003		2004	
		N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha
<i>Abramis brama</i>	L	0	0	255	5,127	55	13,818	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	0,083
<i>Abramis bjoerlna</i>	E	0	0	0	0	0	0	17	3,125	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gobio gobio</i>	E	1 800	20,930	4 236	33,418	1 255	3,918	0	0	3 600	31,155	2 518	10,341	50	0,525	1 867	11,642	633	9,558
<i>Leuciscus idus</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	7,117	0	0
<i>Leuciscus leuciscus</i>	R	340	2,080	527	5,673	964	13,678	0	0	764	4,373	973	2,615	17	0,567	50	2,517	150	7,917
<i>Leuciscus cephalus</i>	R	440	8,080	836	26,909	236	5,273	0	0	73	8,936	191	2,677	0	0	25	1,217	100	1,892
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyprinus carpio</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carassius carassius</i>	L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carassius auratus</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tinca tinca</i>	L	0	0	0	0	0	0	8	4,167	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thymallus thymallus</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lampetra planeri</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lota lota</i>	E	0	0	0	0	127	3,691	83	7,858	109	7,973	45	4,645	0	0	175	12,133	483	6,933
<i>Barbatula barbatula</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Perca fluviatilis</i>	E	460	5,920	782	13,018	145	3,836	50	2,800	9	0,036	55	1,573	25	2,208	50	2,092	383	13,383
<i>Chondrostoma nasus</i>	R	0	0	109	6,218	0	0	0	0	9	0,218	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Alburnus alburnus</i>	E	740	4,760	6 800	21,327	327	0,455	0	0	0	0	0	0	83	0,758	67	0,567	150	0,442
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	L	0	0	0	0	236	2,673	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Misgurnus fossilis</i>	L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rutilus rutilus</i>	E	2 600	31,420	9 709	65,564	1 018	8,736	117	6,850	836	29,150	727	5,609	42	1,042	750	71,029	650	21,075
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salmo trutta morpha. fario</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	1,917	17	3,150
<i>Cobitis elongatoides</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	0,150
<i>Salvelinus fontinalis</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leucaspisus delinectus</i>	L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	0,050
<i>Phoxinus phoxinus</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudorasbora parva</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Esox lucius</i>	E	120	26,140	145	14,727	182	20,200	100	4,975	0	0	18	5,736	33	2,800	8	0,900	200	16,450
<i>Anguilla anguilla</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	67	3,783
<i>Cottus gobio</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Celkem		6 500	99,330	23 399	191,981	4 545	76,278	375	29,775	5 400	81,841	4 527	33,196	250	7,900	3 008	111,131	2 884	84,866

Příloha č. 5c: Celkový přehled odhadu abundance a ichtyomasy odlovených ryb v odlovných místech R7, R8 a R9

Druh a ekologická skupina	Odlovné místo R7 V lese nad Tušří (solitér lípa)						Odlovné místo R8 Nad ústím Dračice						Odlovné místo R9 Pod jezerem u Majdalény					
	2002		2003		2004		2002		2003		2004		2002		2003		2004	
	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha
<i>Abramis brama</i>	L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Abramis bjoerkna</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gobio gobio</i>	E	20	0,200	1 020	0,820	1 100	4,020	286	2,505	264	4,989	3 132	12,385	653	5,132	893	5,036	429
<i>Leuciscus idus</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	11	9,011	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leuciscus leuciscus</i>	R	20	4,600	0	0	0	0	33	0,813	66	2,473	1 286	19,225	514	5,056	821	9,226	655
<i>Leuciscus cephalus</i>	R	0	0	0	0	0	0	99	2,582	44	5,846	110	8,275	56	2,597	48	3,155	60
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyprinus carpio</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carassius carassius</i>	L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carassius auratus</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tinca tinca</i>	L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thymallus thymallus</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	11	1,538	0	0	0	0	48	0,571	0
<i>Lampetra planeri</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	33	0,253	0	0	0	0	24	0,571	0
<i>Lota lota</i>	E	0	0	20	0,920	120	5,380	66	8,846	66	4,176	33	0,275	42	5,972	36	4,369	12
<i>Barbatula barbatula</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0,066	0	0	0	0	12	0,095	0
<i>Perca fluviatilis</i>	E	60	1,200	20	0,120	80	0,460	571	10,978	714	17,143	220	5,264	361	9,875	333	6,524	119
<i>Chondrostoma nasus</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Alburnus alburnus</i>	E	0	0	0	0	0	0	77	0,725	418	3,791	55	0,203	0	0	595	3,429	83
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Misgurnus fossilis</i>	L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rutilus rutilus</i>	E	20	0,400	960	1,880	840	3,660	791	12,681	923	27,198	604	6,396	403	6,111	429	3,917	333
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salmo trutta morpha. fario</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cobitis elongatoides</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salvelinus fontinalis</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leucaspisus delineatus</i>	L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phoxinus phoxinus</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudorasbora parva</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Esox lucius</i>	E	120	1,200	40	3,720	120	4,420	66	15,451	33	1,824	55	0,692	0	0	0	0	60
<i>Anguilla anguilla</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cottus gobio</i>	R	0	0	0	0	0	0	88	0,703	77	0,560	0	0	0	0	0	0	12
Celkem	240	7,600	2 060	7,460	2 260	17,940	2 077	55,284	2 671	78,868	5 495	52,715	2 029	34,743	3 239	36,893	1 763	32,701

Příloha č. 5d: Celkový přehled odhadu abundance a ichtyomasy odlovených ryb v odlovných místech R10 a R11

Druh a ekologická skupina	Odlovné místo R10						Odlovné místo R11					
	Odtok z pískovny Halámky (pod rourou)			Odtok z pískovny Halámky (v lese za cestou)			Odtok z pískovny Halámky (v lese za cestou)			Odtok z pískovny Halámky (v lese za cestou)		
	2002	2003	2004	2002	2003	2004	2002	2003	2004	2002	2003	2004
	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha
<i>Abramis brama</i>	L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Abramis bjoerkna</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gobio gobio</i>	E	0	0	280	51,640	4,240	2 267	27,200	5 200	71,733	133	1,867
<i>Leuciscus idus</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leuciscus leuciscus</i>	R	1 250	86,500	120	7 680	3,040	3 333	26,533	6 667	47,467	0	0
<i>Leuciscus cephalus</i>	R	500	71,667	280	80	6,640	667	24,933	2 000	61,333	1 067	43,600
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyprinus carpio</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carassius carassius</i>	L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carassius auratus</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tinca tinca</i>	L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thymallus thymallus</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lampetra planeri</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lota lota</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Barbatula barbatula</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Perca fluviatilis</i>	E	2 333	85,083	3 120	2 480	97,160	933	27,467	2 400	70,800	400	22,667
<i>Chondrostoma nasus</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Alburnus alburnus</i>	E	0	0	200	0	3,640	0	0	0	0	0	0
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Misgurnus fossilis</i>	L	250	12,333	80	80	2,880	0	0	133	6,800	0	0
<i>Rutilus rutilus</i>	E	0	0	80	2 280	12,040	3 200	17,400	6 933	37,733	0	0
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salmo trutta morpha. fario</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cobitis elongatoides</i>	E	250	1,583	920	920	2,060	0	0	267	0,600	0	0
<i>Salvelinus fontinalis</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leucaspisus delinatus</i>	L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phoxinus phoxinus</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudorasbora parva</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Esox lucius</i>	E	417	41,667	40	40	0,600	0	0	0	0	0	0
<i>Anguilla anguilla</i>	E	417	21,917	200	200	15,400	0	0	0	0	133	18,933
<i>Cottus gobio</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Celkem	5 417	320,750	18 960	221,700	4 520	152,160	10 400	123,533	23 600	296,466	1 733	87,067

Příloha č. 6a: Celkový přehled odhadu abundance a ichtyomasy odlovených ryb v odlovných místech T55, T81 a T92

Druh a ekologická skupina		Odlovné místo T55						Odlovné místo T81						Odlovné místo T92					
		2002		2003		2004		2002		2003		2004		2002		2003		2004	
		N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha
<i>Abramis brama</i>	L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Abramis bjoerkna</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gobio gobio</i>	E	0	0	1 422	14,633	0	0	0	0	88	0,475	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leuciscus idus</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leuciscus leuciscus</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leuciscus cephalus</i>	R	0	0	46	15,688	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	17	1,828	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyprinus carpio</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carassius carassius</i>	L	0	0	0	0	0	0	2 923	8,516	1 582	16,149	504	8,000	0	0	70	2,369	67	4,267
<i>Carassius auratus</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tinca tinca</i>	L	0	0	138	2,064	91	5,545	427	20,325	281	7,821	87	3,148	0	0	0	0	0	0
<i>Thymallus thymallus</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lampetra planeri</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lota lota</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	0,139	0	0	0	0	0	0
<i>Barbatula barbatula</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Perca fluviatilis</i>	E	44	2,620	1 789	17,752	0	0	256	0,821	1 670	11,406	348	5,130	63	1,651	1 010	10,488	533	9,067
<i>Chondrostoma nasus</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Alburnus alburnus</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	88	0,756	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	L	0	0	229	23,119	0	0	2 308	90,496	3 392	98,647	1 096	57,496	0	0	0	0	0	0
<i>Misgurnus fossilis</i>	L	44	0,655	1 743	8,807	364	11,182	17	0,154	17	0,070	418	8,870	222	4,571	244	6,411	1 067	11,300
<i>Rutilus rutilus</i>	E	262	23,974	5 963	152,431	227	1,636	17	0,479	562	9,227	17	0,261	0	0	0	0	0	0
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salmo trutta morpha. fario</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cobitis elongatoides</i>	E	0	0	917	2,202	91	0,364	205	1,291	176	0,589	504	1,652	0	0	0	0	0	0
<i>Salvelinus fontinalis</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leucaspisus delineatus</i>	L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phoxinus phoxinus</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudorasbora parva</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Esox lucius</i>	E	480	32,096	596	100,596	2 182	45,818	256	35,043	475	86,292	1 548	24,661	159	6,984	383	66,620	700	24,800
<i>Anguilla anguilla</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cottus gobio</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Celkem		830	59,345	12 843	337,292	3 000	65,363	6 409	157,125	8 348	233,260	4 539	109,357	444	13,206	1 707	85,888	2 367	49,434

Příloha č. 6b: Celkový přehled odhadu abundance a ichtyomasy odlovených ryb v odlovných místech T95, T134 a T136A

Druh a ekologická skupina	Odlovné místo T95						Odlovné místo T134						Odlovné místo T136A					
	2002		2003		2004		2002		2003		2004		2002		2003		2004	
	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha
<i>Abramis brama</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Abramis bjoerkna</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gobio gobio</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leuciscus idus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leuciscus leuciscus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leuciscus cephalus</i>	0	0	13	0,132	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyprinus carpio</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carassius carassius</i>	102	4,207	1 592	14,816	0	0	41	1,646	2 167	4,417	42	0,208	0	0	0	0	0	0
<i>Carassius auratus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tinca tinca</i>	51	4,450	92	7,618	0	0	0	0	875	12,208	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thymallus thymallus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lampetra planeri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lota lota</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Barbatula barbatula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Perca fluviatilis</i>	371	2,634	579	18,632	390	1,364	0	0	0	0	125	3,750	0	0	0	0	0	0
<i>Chondrostoma nasus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Alburnus alburnus</i>	0	0	25 816	26,289	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	0	0	39	5,026	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Misgurnus fossilis</i>	26	0,767	408	8,329	519	5,688	41	2,469	4 333	21,750	83	2,375	952	24,286	7 250	51,500	0	0
<i>Rutilus rutilus</i>	0	0	8 105	22,039	286	0,182	0	0	0	0	0	0	0	0	500	18,750	0	0
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salmo trutta morpha. fario</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cobitis elongatoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	750	2,042	0	0	0	0	2 250	5,000	0	0
<i>Salvelinus fontinalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leucaspis delineatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phoxinus phoxinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudorasbora parva</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Exocoetis lucius</i>	268	11,483	658	74,171	701	30,987	494	55,062	292	56,208	2 667	96,875	3 810	430,000	3 750	743,750	2 500	20,000
<i>Anguilla anguilla</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cottus gobio</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Celkem	818	23,541	37 302	177,052	1 896	38,221	576	59,177	8 417	96,625	2 917	103,208	4 762	454,286	13 750	819,000	2 500	20,000

Příloha č. 6c: Celkový přehled odhadu abundance a ichtyomasy odlovených ryb v odlovných místech T136B, T183 a T185

Druh a ekologická skupina			Odlovné místo T136B						Odlovné místo T183						Odlovné místo T185					
			2002		2003		2004		2002		2003		2004		2002		2003		2004	
			N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha
Abramis brama			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Abramis bjoerkna			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gobio gobio			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	167	3,013	0	0	0
Leuciscus idus			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leuciscus leuciscus			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	84	6,360	0	0	0
Leuciscus cephalus			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gymnocephalus cernuus			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cyprinus carpio			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Carassius carassius			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Carassius auratus			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tinca tinca			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Thymallus thymallus			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lampetra planeri			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lota lota			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	63	0,863
Barbatula barbatula			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Perca fluviatilis			0	0	0	0	0	417	6,250	0	0	0	0	0	21	0,083	167	6,172	42	2,084
Chondrostoma nasus			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Alburnus alburnus			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	42	0,418	0	0
Scardinius erythrophthalmus			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	105	2,908	0	0
Misgurnus fossilis			0	0	6 667	21,042	417	15,417	0	0	3 158	17,836	800	29,886	21	0,625	63	0,711	990	37,200
Rutilus rutilus			0	0	417	2,917	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	209	17,762	42	0,147
Oncorhynchus mykiss			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Salmo trutta morpha. fario			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cobitis elongatoides			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Salvelinus fontinalis			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leucaspisus delineatus			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Phoxinus phoxinus			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pseudorasbora parva			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Esox lucius			3 846	295,000	4 583	775,833	6 250	76,667	0	0	409	60,877	3 143	61,771	458	10,833	418	127,038	1 663	80,084
Anguilla anguilla			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cottus gobio			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Celkem			3 846	295,000	11 667	799,792	7 084	98,334	0	0	3 567	78,713	3 943	91,657	500	11,541	1 255	164,382	2 800	120,378

Příloha č. 6d: Celkový přehled odhadu abundance a ichtyomasy odlovených ryb v odlovných místech T186, T196 a T207

Druh a ekologická skupina		Odlovné místo T186						Odlovné místo T196						Odlovné místo T207					
		2002		2003		2004		2002		2003		2004		2002		2003		2004	
		N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha
<i>Abramis brama</i>	L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Abramis bjoerkna</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	26	0,765	64	0,913	0	0
<i>Gobio gobio</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	364	4,818	0	0	0	0	257	2,648	0	0
<i>Leuciscus idus</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0,442
<i>Leuciscus leuciscus</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	64	1,877	0	0
<i>Leuciscus cephalus</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	26	5,527	0	0
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyprinus carpio</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carassius carassius</i>	L	159	13,492	333	8,833	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0,130
<i>Carassius auratus</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tinca tinca</i>	L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0,140	0	0	0	0
<i>Thymallus thymallus</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lampetra planeri</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Loia lota</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	87	0,783	0	0	0	0	0	0
<i>Barbatula barbatula</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Perca fluviatilis</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	1 636	25,091	696	20,957	561	15,179	2 301	27,558	364	8,896
<i>Chondrostoma nasus</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Alburnus alburnus</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	26	0,255	0	0	13	0,026
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	204	11,480	129	1,157	104	10,390
<i>Misgurnus fossilis</i>	L	1 428	21,905	3 000	13,500	8 500	269,833	83	0,579	455	3,273	87	4,522	0	0	26	0,206	65	1,597
<i>Rutilus rutilus</i>	E	0	0	0	0	0	0	2 810	13,719	273	4,818	87	4,870	395	23,533	5 437	104,383	390	10,364
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salmo trutta morpha. fario</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cobitis elongatoides</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salvelinus fontinalis</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leucaspis delineatus</i>	L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phoxinus phoxinus</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudorasbora parva</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Esox lucius</i>	E	0	0	500	66,500	6 333	119,000	1 074	27,686	545	16,545	2 087	57,826	280	35,077	668	63,972	675	31,156
<i>Anguilla anguilla</i>	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cottus gobio</i>	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Celkem		1 587	35,397	3 833	88,833	14 833	388,833	3 967	41,984	3 273	54,545	3 044	88,958	2 028	89,019	11 016	211,287	2 598	65,196

Druh a ekologická skupina		Odlovné místo T207B						Odlovné místo T207C						Odlovné místo T450B						
		2002		2003		2004		2002		2003		2004		2002		2003		2004		
		N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	
Abramis brama	L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	66	11,258	0	0	1 973	168,095	
Abramis bjoerkna	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	596	3,311	690	7,448	0	0	
Gobio gobio	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3 113	30,596	0	0	0	0	
Leuciscus idus	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Leuciscus leuciscus	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	207	19,103	0	0	
Leuciscus cephalus	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	265	2,384	345	16,690	136	13,469	
Gymnocephalus cernuus	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Cyprinus carpio	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	66	4,238	207	15,034	68	10,204	
Carassius carassius	L	0	0	0	0	0	0	0	541	36,757	882	39,706	572	26,286	530	12,914	1 448	48,276	272	
Carassius auratus	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Tinca tinca	L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1 391	73,709	0	0	136	12,245	
Thymallus thymallus	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Lampetra planeri	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Lota lota	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Barbatula barbatula	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Perca fluviatilis	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	857	50,857	1 103	73,103	680	44,286	
Chondrostoma nasus	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Alburnus alburnus	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	75 497	150,861	29 379	58,759	68	5,442	
Scardinius erythrophthalmus	L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	728	12,583	0	0	885	32,789	
Misgurnus fossilis	L	441	3,382	2 031	6,094	0	0	0	8 235	14,853	571	13,143	795	11,325	1 517	23,931	3 401	38,639	0	0
Rutilus rutilus	E	0	0	625	2,813	0	0	0	1 177	6,765	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oncorhynchus mykiss	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Salmo trutta morpha. fario	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cobitis elongatoides	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	397	2,517	897	4,759	0	0	
Salvelinus fontinalis	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leucaspis delincaus	L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	80 066	144,106	57 241	103,034	0	0	
Phoxinus phoxinus	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pseudorasbora parva	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50 861	101,192	75 448	148,138	0	0	
Esox lucius	E	0	0	313	24,688	4 769	80,154	1 892	882	124,118	6 857	176,857	0	0	0	0	483	84,138	10 544	643,741
Anguilla anguilla	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cottus gobio	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Celkem		441	3,382	2 969	33,595	4 769	80,154	2 433	11 176	185,442	8 857	267,143	214 503	574,504	168 965	602,413	18 367	1 021,291		

Příloha č. 7: Celkový přehled četnosti výskytu a konstance jednotlivých druhů ryb odlovených v zájmové oblasti v letech 2002 - 2004

Druh ryby	Četnost výskytu (ks)						Konstance (%)					
	řeka			tůň			řeka			tůň		
	R2002	R2003	R2004	T2002	T2003	T2004	R2002	R2003	R2004	T2002	T2003	T2004
cejn velký (<i>Abramis brama</i>)	0	2	2	1	0	1	0,00	18,18	18,18	6,67	0,00	6,67
cejnek malý (<i>Abramis bjoerkna</i>)	1	0	0	2	2	0	9,09	0,00	0,00	13,33	13,33	0,00
hrouzek obecný (<i>Gobio gobio</i>)	8	11	11	1	5	0	72,73	100,00	100,00	6,67	33,33	0,00
jelec jesen (<i>Leuciscus idus</i>)	0	2	0	0	0	1	0,00	18,18	0,00	0,00	0,00	6,67
jelec proudník (<i>Leuciscus leuciscus</i>)	10	8	9	1	3	0	90,91	72,73	81,82	6,67	20,00	0,00
jelec tloušť (<i>Leuciscus cephalus</i>)	8	9	9	1	4	1	72,73	81,82	81,82	6,67	26,67	6,67
ježdík obecný (<i>Gymnocephalus cernuus</i>)	1	1	0	0	1	0	9,09	9,09	0,00	0,00	6,67	0,00
kapr obecný (<i>Cyprinus carpio</i>)	0	0	0	1	1	1	0,00	0,00	0,00	6,67	6,67	6,67
karas obecný (<i>Carassius carassius</i>)	0	0	0	6	7	7	0,00	0,00	0,00	40,00	46,67	46,67
karas stříbrný (<i>Carassius auratus</i>)	1	0	0	0	0	1	9,09	0,00	0,00	0,00	0,00	6,67
lin obecný (<i>Tinca tinca</i>)	2	1	0	4	4	3	18,18	9,09	0,00	26,67	26,67	20,00
lipan podhorní (<i>Thymallus thymallus</i>)	2	3	1	0	0	0	18,18	27,27	9,09	0,00	0,00	0,00
mihule potoční (<i>Lampetra planeri</i>)	0	4	1	0	0	0	0,00	36,36	9,09	0,00	0,00	0,00
mník jednovousý (<i>Lota lota</i>)	3	6	7	0	0	3	27,27	54,55	63,64	0,00	0,00	20,00
mřenka mramorovaná (<i>Barbatula barbatula</i>)	2	4	2	0	0	0	18,18	36,36	18,18	0,00	0,00	0,00
okoun říční (<i>Perca fluviatilis</i>)	11	11	11	7	8	10	100,00	100,00	100,00	46,67	53,33	66,67
ostreřetka stěhovavá (<i>Chondrostoma nasus</i>)	1	2	0	0	0	0	9,09	18,18	0,00	0,00	0,00	0,00
ouklej obecná (<i>Alburnus alburnus</i>)	3	5	7	2	4	2	27,27	45,45	63,64	13,33	26,67	13,33
perlin ostrobříhý (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	0	1	1	3	5	3	0,00	9,09	9,09	20,00	33,33	20,00
pískoř pruhovaný (<i>Misgurnus fossilis</i>)	1	2	0	11	15	13	9,09	18,18	0,00	73,33	100,00	86,67
plotice obecná (<i>Rutilus rutilus</i>)	9	11	10	4	10	6	81,82	100,00	90,91	26,67	66,67	40,00
pstruh duhový (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	1	1	1	0	0	0	9,09	9,09	9,09	0,00	0,00	0,00
pstruh obecný (<i>Salmo trutta morpha fario</i>)	2	3	3	0	0	0	18,18	27,27	27,27	0,00	0,00	0,00
sekavec podunajský (<i>Cobitis elongatoides</i>)	1	2	2	3	6	3	9,09	18,18	18,18	20,00	40,00	20,00
siven americký (<i>Salvelinus fontinalis</i>)	1	0	0	0	0	0	9,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
slunka obecná (<i>Leucaspis delineatus</i>)	0	0	1	1	1	0	0,00	0,00	0,00	6,67	6,67	0,00
střevle potoční (<i>Phoxinus phoxinus</i>)	2	2	1	0	0	0	18,18	18,18	9,09	0,00	0,00	0,00
střevlíčka východní (<i>Pseudorasbora parva</i>)	1	0	0	1	1	0	9,09	0,00	0,00	6,67	6,67	0,00
štika obecná (<i>Esox lucius</i>)	7	5	7	11	15	15	63,64	45,45	63,64	73,33	100,00	100,00
úhoř říční (<i>Anguilla anguilla</i>)	1	1	3	0	0	0	9,09	9,09	27,27	0,00	0,00	0,00
vranka obecná (<i>Cottus gobio</i>)	1	1	1	0	0	0	9,09	9,09	9,09	0,00	0,00	0,00

Příloha č. 8: Návrhy revitalizačních opatření

Funkční celek	Průpichy	Odtěžení sedimentu	Odstranění popadaných stromů a probírka břehových porostů	Cíl revitalizačního opatření
plesiotpotamon 5	propojení s parapotamonem 5a	ne	ne	propojení plesiotpotamonu 5 se zaneseným parapotamonem 5a; zvýšení celkové plochy parapotamonu a plochy vhodné pro výěr ryb; podpora biodiverzity
parapotamon 5a	propojení s řekou spodním koncem	pomístní	nutné odstranění popadaných stromů v korytě a probírka břehových porostů	zvýšení účinnosti parapotamonu jako významného refugia pro vodní biotu
plesiotpotamon 6	propojení s řekou	ano, zarostlá submersní vegetací	ano	zvýšení ploch vhodných pro výěr kaprovitých ryb
parapotamon 7	propojení s plesiotpotamonem 7a	pomístní	ano	zvýšení ploch vhodných pro výěr kaprovitých ryb
parapotamon 8	ne	pomístní	ano	zvýšení účinnosti parapotamonu jako významného refugia pro vodní biotu
pseudopotamon 11, 12, 13, 13a, 14, 16	v pseudopotamonu 14 a 16 možnost regulace vodní hladiny	ano, pomístní	ano	obnovit systém propojovacích kanálů zvýšení celkové plochy parapotamonu
plesiotpotamon 29	pouze odtěžení písčité lavice oddělující hlavní tok	ano, pomístní	ano společně s prosvětlením keřových porostů	zvýšení účinnosti parapotamonu jako významného refugia pro vodní biotu
plesiotpotamon 38	pouze odtěžení písčitého valu oddělujícího hlavní tok	ano	ne	zvýšení účinnosti parapotamonu jako významného refugia pro vodní biotu
plesiotpotamon 54	ne	ano, vytvoření hlubšího místa v 1/3 celkové plochy	ne	vytvoření nové vhodné lokality pro zvláště chráněné druhy <i>Misgurnus fossilis</i> a <i>Cobitis elongatoides</i>
parapotamon 57	propojení s řekou spodním koncem	ano, pomístní	ano společně s odstraněním keřových porostů	zvýšení účinnosti parapotamonu jako významného refugia pro vodní biotu
parapotamon 64	ano	ano, pomístní	ano	zvýšení účinnosti parapotamonu jako významného refugia pro vodní biotu
parapotamon 79	ano	ano, pomístní vytvoření hlubších partií	ano	zvýšení účinnosti parapotamonu jako významného refugia pro vodní biotu
plesiotpotamon 90	ne	ano, pomístní vytvoření hlubších partií	ne	vytvoření nové vhodné lokality pro zvláště chráněné druhy <i>Misgurnus fossilis</i> a <i>Cobitis elongatoides</i>
parapotamon 97, 98	ne	pomístní	ano	zvýšení účinnosti parapotamonu jako významného refugia pro vodní biotu
pseudopotamon 145	ano, oba konce, odstranění části zatrubnění u Haláneckého mostu	pomístní	ano	zvýšení ploch vhodných pro výěr kaprovitých ryb
parapotamon 188	ne	pomístní	ano	zvýšení účinnosti parapotamonu jako významného refugia pro vodní biotu
parapotamon 189	částečné odtěžení písčité lavice	pomístní	ano	zvýšení účinnosti parapotamonu jako významného refugia pro vodní biotu
parapotamon 195	ano	ano	ano	zvýšení účinnosti parapotamonu jako významného refugia pro vodní biotu
parapotamon 196	ano	vytvoření hlubších partií	ne	zvýšení účinnosti parapotamonu jako významného refugia pro vodní biotu
parapotamon 205	ano, rozšíření	vytvoření hlubších partií	ano	zvýšení účinnosti parapotamonu jako významného refugia pro vodní biotu
paleopotamon 207a	ne	pomístní vytvoření hlubších partií	ne	vytvoření nové vhodné lokality pro zvláště chráněné druhy <i>Misgurnus fossilis</i> a <i>Cobitis elongatoides</i>
parapotamon 216, 217, 217a, 219	ano, pouze spodní konec	pomístní odtěžení a tvorba hlubších depresi	ano	zvýšení účinnosti parapotamonu jako významného refugia pro vodní biotu
paleopotamon 222	ne	obnova hlubších partií (tvorba menších tůní)	ano keře	vytvoření vhodných lokalit pro obojživelníky
plesiotpotamon 226 a 227	ne	tvorba hlubších depresi	částečně	vytvoření nové vhodné lokality pro zvláště chráněné druhy <i>Misgurnus fossilis</i> a <i>Cobitis elongatoides</i>
parapotamon 232	obnovit spojení s řekou a s plesiotpotamonem 231 a 233	pomístní vytvoření hlubších partií	ano	zvýšení účinnosti parapotamonu jako významného refugia pro vodní biotu
parapotamon 235	ano	pomístní vytvoření hlubších partií	ano	zvýšení účinnosti parapotamonu jako významného refugia pro vodní biotu

Příloha č. 9: Podrobné mapy vybraných úseků hydrosystému aluvia řeky Lužnice v měřítku 1 : 5 000 s vyznačením navrhovaných revitalizačních opatření (převzato a upraveno podle Černého 1994)

Legenda:

Eupotamon

●

Parapotamon

●

Plesiopotamon

●

Paleopotamon

⊙

Pseudopotamon

●

Návrh revitalizačního opatření

○



