

**JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA**

DISERTAČNÍ PRÁCE

**Vliv extrémních povodní na rybníční akvakultury
a ichtyofaunu volných vod**

Ing. Jitka Rutkayová, DiS.

2012

Školitel: doc. Ing. Miroslav Maršálek, CSc.
Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Zemědělská fakulta

Poděkování

Tato práce byla zpracována na Zemědělské fakultě Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích v letech 2006 – 2012.

Ráda bych poděkovala **doc. Ing. Petru Hartvichovi, CSc.** za vedení v prvních letech studia, vedoucímu disertační práce **doc. Miroslavu Maršálkovi, CSc.**, za rady a pomoc, které mi poskytoval v průběhu doktorandského studia.

Dále bych chtěla poděkovat všem dalším, kteří se jakoukoli měrou podíleli či byli nápomocni při vzniku této disertační práce, Mgr. Romanu Biskupovi, Ph. D. a zvláště Českému rybářskému svazu, Rybářství Nové Hrady s.r.o. a Ministerstvu zemědělství ČR za poskytnutí dat.

Děkuji **svým rodičům** za jejich podporu v posledním roce studia. Poděkování patří i těm, kteří věřili, že práci napíši, neboť to bylo nejdnou silným motivačním faktorem, bez kterého by tato práce nevznikla.

Prohlašuji, že jsem disertační práci vypracovala samostatně na základě vlastních zjištění a za pomoci uvedených bibliografických citací.

V Českých Budějovicích dne 21.12. 2012

.....
Jitka Rutkayová

Motto:

Myšlení naše není oáza, jsou to tekoucí vody, ve kterých pramene sotva dohlédneme.

(Omar Chajjam)

Přál bych si, aby pramínek té říčky nikdy nevyschl a stále proudil a rozdával radost.

(Martin Pravda)

Předmluva

Předkládaná práce autorky se skládá ze dvou samostatných částí, z nichž každá zahrnuje dvě podkapitoly.

Jednotlivé kapitoly v literární rešerši jsou čtenáři předkládány od obecných zákonitostí k detailnějším poznatkům, řazení není chronologické a proto např. kapitoly o historických povodních nejsou zařazeny na začátek či rovněž kapitola o rizicích a prevencích před povodněmi není na předních místech, byť by si tato kapitola díky své významnosti zaslouhovala jedno z prvních míst.

V práci jsou použité zkratky pro jednotlivé druhy ryb (případně s příslušnou věkovou kategorií) tak, jak odpovídá běžnému rybářskému označení a užití, proto tyto zkratky nejsou uvedeny v seznamu zkratek. Obrázky, tabulky a jiné přílohy jsou číslované ve formátu X-Y, kde „X“ označuje kapitolu a „Y“ samotné pořadí položek (např.: **obrázek 2-1** je obrázek v kapitole dvě a je první v pořadí).

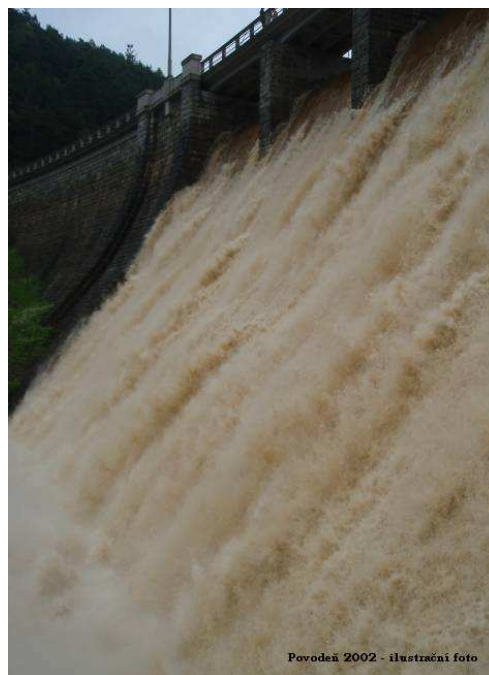
Výsledky práce vždy závisí v první řadě na vstupních datech. V této práci byla použita všechna dostupná data.

Generálním tématem práce je vliv povodní na rybníční akvakultury a ichtyofaunu volných vod.

1 Úvod

V současné době se stále častěji setkáváme s přírodními mimořádnými událostmi. Mezi tyto přírodní děje patří také extrémní srážkové úhrny a následné povodně. Jejich důsledky se mohou manifestovat v rybničním hospodaření, v hospodaření volných vod i samotných sportovních úlovcích.

První část předkládané práce je proto zaměřena na zkoumání stavu ztrát na rybách v rybničních akvakulturách po povodňových událostech posledních let (respektive na roky 2002 a 2006, které jsou v práci označeny jako roky povodňové plus roky následující,



Povodeň 2002 - ilustrační foto

tj. 2003, 2004 a 2007, 2008 nazvané jako roky popovodňové). Souhrnně jsou v práci označeny jako „(po)povodňové“ roky.

Je zde zařazena modelace dvou teoretických událostí – modelace změn hladin rybníků, řazených v kaskádě, při výskytu extrémní srážky a modelace změny hladin rybníků za teoretického předpokladu, kdyby se objem jednoho z rybníků zdvojnásobil. Tento příklad je uveden proto, že je všeobecně známa značná zabahněnost rybníků a právě jejich odbahnění by mohlo mít za následek až zdvojnásobení jejich retenčního prostoru za výskytu extrémních povodní.

Druhá část práce je zaměřena na ichtyofaunu volných vod a soustředí se na kauzalitu povodní a stav (počet) rybářských úlovků jako možného ukazatele pro sledování změn celkové abundance (případně biomasy) ichtyofauny po povodňových událostech. Samostatně jsou popsány tři vybrané druhy ryb (kapr obecný (*Cyprinus carpio*), bolen dravý (*Aspius aspius*) a amur bílý (*Ctenopharyngodon idella*)).

Poslední kapitola druhé části práce se prakticky zaměřuje na ichtyofaunu volných vod, respektive na jeden druh naší ichtyofauny, sumečka černého (*Ameiurus melas*). Jsou zde popsány morfometrické a odlišnosti od blízce příbuzného druhu – sumečka amerického (*Ameiurus nebulosus*). K morfometrické diferenciaci je užito vícerozměrných statistických analýz.

2 Literární rešerše

2.1 Geografičtí činitelé odtoku

2.1.1 Geomorfologické vlastnosti údolí a koryt řek

Říční údolí jsou protáhlé sníženiny zemského povrchu, jimiž protéká voda. V nejhlubší části je vodou vytvořená a zaplněná podélná brázda – *koryto*, ze kterého voda při větších průtocích vystupuje a tvoří *inundační území*. *Údolnice* (údolní osa) je spojnice nejnižších míst v podélném směru (Merwade et al. 2005) a nad ní se zpravidla nachází *proudnice* (spojnice míst s největšími rychlostmi v proudu vody). *Střednice* je podélnou osou půdorysného obrazu koryta (Kemel 1994).

Vodní toky (základní geomorfologické typy vodních toků uvádí např. Just et al. 2005, Kemel 1991, Kern 1994) se na formování údolí podílí boční nebo vertikální erozí. Svahová eroze tak s bočním a vertikálním typem modeluje příčný řez údolí (geograficky mladší tvar „V“, starší „U“) (Daryl Şentürk 1992). Tvar koryta toku je závislý na sklonitostních poměrech, vlastnostech prostředí, ve kterém se koryto utváří, hydrologickém režimu toků (max., min. průtoky) a rozdělení rychlosti proudění v profilu. Na základě uvedených faktorů se mění *podélné* i *příčné profily toku*, které mají okamžitý vliv na rychlost proudění v korytě (Kemel 1994, Gordon 2004).

Při větších povodňových průtocích voda vystupuje z koryta, čímž se může vytvářet široký pruh vody proudící ve směru největšího sklonu bez ohledu na trasu samotného koryta. Při těchto průtocích bývá tok zpravidla zatížen splaveninami. Hrubé splaveniny mohou vytvořit *říční val* podél koryta, který zabraňuje povrchovému odtoku stékat nejkratším směrem do koryta toku, ale i přítokům (Kemel 1994).

2.1.2 Řeky, říční síť

Hydrologie je v systémech tekoucích vod rozhodujícím aspektem a znalosti o chování jednotlivých hydrologických proměnných mají velké využití pro predikci biologických odezev (následků) (Calow 1994). Část srážek odtéká po zemském povrchu vlivem gravitace („třetinové pravidlo“) ve směru největšího sklonu. Jde o tenkou vrstvu (tzv. ron), ze kterého pak vznikají ve sníženinách stružky, které se nadále zvětšují a tvoří koryta – potoky, řeky. Hlavní tok s přítoky tvoří říční soustavu,

kteřá odvádí vodu z příslušného povodí*¹. Systém říčních soustav tvoří říční (hydrografickou) síť (Kemel 1994, Raghunath 2006).

Informace o charakteristice povodí (nevyjímaje informace o srážkových úhrnech, průtocích, teplotách apod.) jsou z hydrologického pohledu nepostradatelné (údaje o počátku toku, ústí, případně stupni vývinu toku, ze kterého lze usuzovat na jeho stáří apod.).

Značný vliv na tvorbu povodňového průtoku má vliv *uspořádání říční sítě**². Soustava je často stromkovitá (symetrické a nesymetrické stromkovité uspořádání), může být perovitá (přítoky protékají paralelními údolími orientovanými kolmo na hlavní tok) a nebezpečnou soustavou pro vznik nebezpečných povodní soustava vějířovitá, jelikož soutokem několika stejně dlouhých toků téhož řádu v jednom místě dochází ke kulminaci průtoků a v místě soutoku a pod ním ke vzniku extrémně velkých povodní (Kemel 1994). Různé druhy soustav ovlivňují svou charakteristikou zpětně nejen hydrologické procesy, ale i procesy ekologické, jako je například vytváření koridorů, které podporují migraci organismů k vhodným stanovištím (Ganio et al. 2005).

Další charakteristikou po uspořádání říční sítě je její *hustota*. Hustota říční sítě ovlivňuje povrchový odtok, neboť v sobě souhrnně zahrnuje vliv srážkového úhrnu, spádových poměrů povodí, propustnost půdy, druh a plochu rostlinného pokryvu apod. (Jůva et al. 1984, Kemel 1994).

Důležitými ukazateli charakteristiky povodí jsou *velikost povodí* (význam toku) a jeho *tvar**³ (přirozené zpravidla tvar symetrického nebo nesymetrického listu), *typ říční soustavy*, *fyzikálně-geografické poměry* (vliv na intenzitu, plošné a časové rozložení srážek a odtoku) atd. (Kemel 1994). Zeměpisná poloha určuje klimatické poměry, tj. ovlivňuje i poměry hydrologické a orografické poměry (výškové a sklonitostní). Mají vliv na klimatické a meteorologické charakteristiky (teplotu vzduchu, srážkové úhrny, vlhkost vzduchu, výpar, sluneční záření).

Mimo uvedených faktorů výrazně ovlivňují také společně s expozicí svahů samotný odtok z povodí, zvláště strmé dlouhé svahy bez vhodného pokryvu (s odolnou

*¹ **definice povodí** viz např. Gordon 2004, Ředinová et al. 2009

*² Reddy (2005) popisuje devět možných **uspořádání** (dendritic – dendritické, trellis – mřížkové (síťové), radial – radiální (paprskovité), subdendritic – subdendritické, paralel – paralelní (souběžné) subparallel – subparalelní, annular – anulární (prstencovité), rectangular – pravoúhlé, pinnate – symetrické zpeřené).

*³ **Tvary povodí** u malých vodních toků – 1. zaokrouhlené, protáhlé, prutovité (Jůva et al. 1984). Výpočet uvádí např. Horton (1932), Morisawa (1958), Soukup Hrádek (1996)

vegetací), neboť stékající voda o značné rychlosti způsobuje rozrušení půdy a její odnášení (tzv. plošnou a rýhovou erozi) (Morisawa 1985). K tomu se rovněž přidružují vlastnosti geologického podloží, které mají vliv na vývoj konfigurace terénu, intenzitu zvětrávání, vznik různě propustných horních vrstev a tak působí na rozdělení vodnosti*⁴ v tocích. Na velikosti a intenzitě vsaku, a tím na velikosti a rozložení odtoku, se geologické poměry úzce podílí s poměry půdními, na které navazuje rostlinná pokrývka povodí (vliv na regulaci srážek na rostlinách, množství vsáklé vody, rychlost vody stékající po svazích, ztráty výparem). Kulminační průtoky zalesněných povodí jsou zpravidla nižší než za stejných podmínek u nezalesněných (Kemel 1994, Soukup Hrádek 1996).

K celkovému výčtu geografických činitelů lze ještě přidat *vodní nádrže* (neprotékané – zachycení odtoku, protékané – retardační účinek na objem odtoku a transformační vliv na kulminační průtoky, maximální průtoky jsou nádržemi snižovány; pro informativní postižení vlivu na odtokový proces se počítá tzv. součinitel jezernatosti (obdobně bažinatosti, rybničnatosti, lesnatosti) $K = f$ (součet ploch jezer a nádrží / F (celková plocha povodí)) a *činnost člověka* (Kemel 1994, Ředinová et al. 2009).

2.2 Odtok povrchových vod

2.2.1 Vodní stavy a zpracování

Vodním stavem se v hydrologii rozumí úroveň vodní hladiny v toku, která je ve velmi těsném vztahu s průtokem. Ten je vlivem složitého procesu odtoku z povodí proměnlivý (tok hydraulicky spojený se zásobami podzemních vod nevysychá, jedná se o jev neustálý, nepřerušovaný a časově posunutý). Se zpracováním údajů o vodních stavech souvisí mnoho dalších terminologických pojmů (průměrný denní, měsíční, roční stav, hydromodul, čára překročení vodních stavů), podrobněji např. viz Kemel (1994), Zapletal (2004). Z čáry překročení lze určit důležité charakteristiky: průměrný vodní stav za uvažované období, vodní stav s nejčastějším výskytem –

*⁴ **Vodnost** (neplést se slovem vodnatost, jež se v hydrologii nepoužívá) v hydrologii vyjadřuje velikost průtoku daného vodního toku z dlouhodobého hlediska. Vodnost (např. během roku) je znázorněna hydrogramem a vyjadřuje hydrologický režim toku. Při srovnání aktuálního průměrného průtoku daného toku v daném období (měsíce, roce, atd.) a dlouhodobého průměru lze následně hovořit o extrémně málo vodném, málo vodném, průměrně vodném, velmi vodném nebo extrémně vodném období (měsíce, roce, atd.).

modus, vodní stav, který byl stejnou měrou překročen nebo nedosažen – medián. Rovněž lze zjistit i hodnoty extrémní (Kemel 1994).

2.2.2 Průtoky a hydrologický režim

Průtok (Q , obvykle v $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) je objem vody, který proteče daným průtočným průřezem za jednotku času, tj. 1 sekundu. *Odtok* označuje objem vody odteklé z povodí (Reddy 2005). *Specifický odtok* (q , zpravidla v $\text{l}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$ nebo $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$) je objem vody odteklé z plošné jednotky povodí za jednotku času (Kemel 1994, Reddy 2005). Rozlišují se tři fáze povrchového odtoku: 1. fáze bezodtoková, 2. fáze plošného (svahového odtoku) (zde se uplatňuje hlavně povrchový a hypodermický odtok) a 3. fáze soustředěného odtoku (Soukup Hrádek 1999).

Hydrologický režim představuje zákonitosti změn hydrologických jevů v prostoru a čase způsobených fyzicko-geografickými činiteli, zvláště klimatickými. Rozeznáváme *hydrologický režim přirozený* (režim průtoků, podzemních vod, splavenin a ledovců apod.) a *ovlivněný hydrologický režim* (výstavba přehrad, úprava toků, stavba silnic, zábor půdy apod.) (Kemel 1994).

Pod pojmem režim průtoků (vodní režim) rozumíme např. velikost a časové rozdělení průtoků, dobu výskytu, sled vodností v jednotlivých měsících nebo ročních obdobích. Režim průtoků je závislý zejména na zdroji, který tok zásobuje (např. je-li zdrojem ledovec, tok má zvýšenou vodnost během léta, je-li zdrojem jezero bývá tok ve vodnosti velmi vyrovnaný).

Tok může zpravidla odvádět vodu původem z deště, sněhu, ze zásob podzemních vod a z ledovců. Rozhodujícím činitelem charakteru říčního toku je klima (Gordon 2004), ale někdy mohou faktory klimatické být potlačeny faktory fyzikálně-geografickými (Kemel 1994, Baker et al. 1988).

Z klimatických faktorů jsou nejdůležitějšími činiteli srážky a výpar, neboť odtok (velikost i časové rozdělení) je závislý mj. právě na druhu srážek, jejich velikosti, ploše kterou zasáhnou a časovém průběhu (obrázek 2-1). Proto jsou např. bouřkové lijáky (deště s největší intenzitou vyskytující se hlavně v letním období) schopny způsobit katastrofální povodně především na tocích malých povodí. Naopak dlouhotrvající deště (regionální, krajinné – nejčastěji v létě a na podzim) mohou zapříčinit rozvodnění celého říčního systému větších toků. Více viz kapitola 2.3.5 a 2.3.6 – Rozdělení povodní.

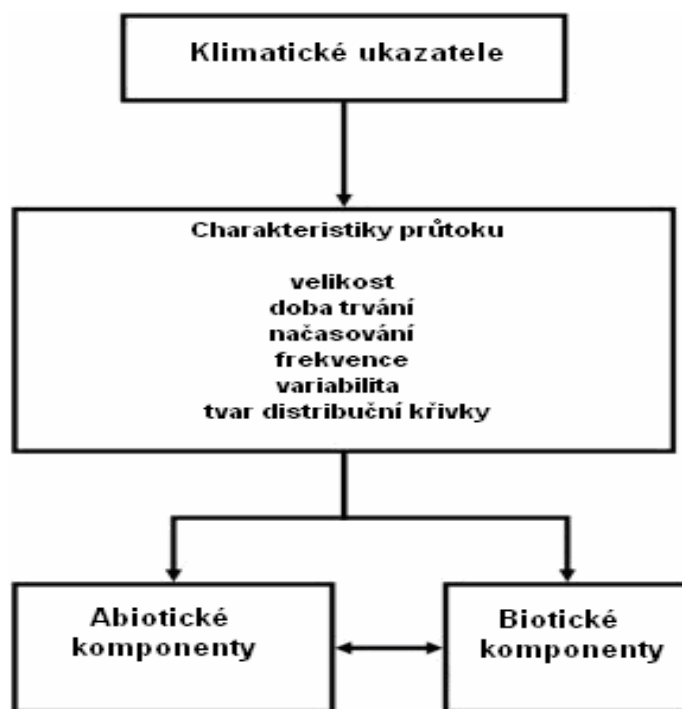
Jak bylo uvedeno výše, srážko-odtokové charakteristiky území, respektive průtoky, ve vodních tocích jsou výslednicí působení tří hlavních činitelů (1. fyzicko-geografické, tj. velikost a tvar povodí, spádové poměry, hustota říční sítě a její uspořádání, existence přirozených či umělých vodních nádrží; 2. meteorologicko-klimatologické, z nichž rozhodující význam má výskyt atmosférických srážek, jejich množství a plošné i časové rozdělení s nimiž souvisí i retenční schopnost území, která se v průběhu bezsrážkových období a jednotlivých dešťových epizod mění; značnou roli kromě vývoje teplot a jím podmíněného výparu má také rozsah a růstová fáze vegetačního pokryvu půdy a urbanizace; 3. působení člověka a jeho zásahy do půdních a vegetačních poměrů a morfologie vodních toků. Souhrnné působení všech těchto činitelů dává každému vodnímu toku vlastní hydrologický charakter, jehož nejvýznamnějším znakem je rozdělení vodnosti v čase, které do určité míry kopíruje průběh srážkové činnosti (Povodí Vltavy 2009). Obdobu charakteristik ovlivňujících utváření říčního systému uvádějí Daryl Şentürk (1992).

Podrobnosti o dalších vlivech (fyzikálně-geografičtí činitelé, vliv reliéfu, hustota říční sítě, velikost a tvar povodí, fyzikální vlastnosti půdy, geologické poměry, vegetační pokrývka a les atd.) popisují ve svých pracích např. Horton (1945), Gregory Walling (1973), Jůva et al. (1984), Schumm (1956), Van Haveren (1986), Vilímek (2010, online), Soukup Hrádek (1999).

Snelder et al. (2005) uvádějí, že průtokový režim je klíčovým faktorem pro determinaci biologických a fyzikálních procesů a charakteristik řek. Mnoho studií se zabývá hydrologickým režimem (Gottschalk 1985, Haines et al. 1988, Harris et al. 2000), ale existuje rovněž dostatečně prací zabývajících se hydrologickým režimem v kontextu s vlivy na ichtyofaunu volných vod) např. Matthews et al. 1996, Matheney Rabeni 1995, Lojkásek et al. 2005, Gillette et al. 2006, avšak podle Assaniho et al. (2010) zpravidla klasifikace hydrologických režimů nesplňují potřeby a zájmy vodního toku pro jejich management s cílem obnovit ekologickou integritu řek, které jsou ovlivněny antropogenní činností. Pro zachování ekologické integrity řek a přirozeného hydrologického režimu má se řídit koncepcí pro biologické studie a vodní ekosystémy (obrázek 2-1) (Lytle Poff 2004, Assani et al. 2010). Výchozím bodem přitom je koncepce Junka et al. (1989, 2001) (dále např. Bayley 1991,1995, Tockner et al. 2000, Sparks 1998) – The Flood Pulse Concept (FPC). Tato koncepce FPC byla později rozšířena i pro jezera (Wantzen et al. 2008). Teorie FPC vedla k mnoha dalším studiím, které se zabývaly ekologickými vazbami a vztahy mezi říčním tokem a

inundačním územím (Van den Brink et al. 1993, Bayley 1995, Prach et al. 1996, Michener Haeuber 1998, Spink et al. 1998, Ward et al. 1999). Je ovšem nutné zdůraznit, tak jak uvádí také Junk (1997), že FPC pochází především z výzkumu velkých tropických říčních systémů s rozsáhlým inundačním územím.

Amoros et al. (1987) rozvinul metodologii přístupu a dělení pro říční hydrosystémy jako ekosystému do 4 kategorií: 1) proti a po-proudová progrese (pohyb a vývoj), 2) příčné dimenze (interakce mezi hlavním proudem, přítoky, záplavovým územím a bažinami) 3) vertikální dimenze (vztahy mezi epigeickým a hypogeickým prostorem dna toku a 4) změny v říční dynamice a ekosystému v čase. To, že řeky a na ně vázané oblasti jsou cenné integrační složky každého významnějšího ekotypu a že změna těchto systémů má dlouhou a rozmanitou historii po celém světě potvrzují například i Brookes (1990), Wenger et al. (1990), Thompson (2002) a Hänfling et al. (2004).



Obrázek 2-1 Vztah mezi klimatickými ukazateli a hlavními složkami říčního ekosystému (převzato, upraveno dle orig. Assani, 2010)

2.3 Hydrologická charakteristika extrémních průtoků (povodní)

2.3.1 Definice povodní, extremita

Charakteristika a také důsledky extrémních povodní a záplav jsou značně závislé na několika faktorech, například charakteru oblasti, podélného profilu proudu, přítomnosti nebo nepřítomnosti povodňové oblasti, období roku či lidských vlivech (Lusk et al., 2004).

Průtoky (maximální i minimální) jsou jedny z nejdůležitějších charakteristik hydrologického režimu toku.

Je-li vzrůst průtoků značný a dosažený kulminační průtok je mimořádného významu, říkáme, že se vytvořila *povodňová vlna* (povodňová vlna je *průtoková vlna* (viz **obrázek 2-2**) s charakterem povodně). Průtokovou vlnou lze chápat 1. přechodné zvětšení a následující pokles průtoků a vodních stavů vyvolaný deští, táním sněhu nebo umělým zásahem, 2. časový průběh jevu podle bodu 1 v určitém profilu toku, 3. průběh jevu podle bodu 1 v trati toku v daném okamžiku (Kemel 1994).

*Povodeň**⁵ je přechodné výrazné zvýšení hladiny vodního toku nebo jiných povrchových vod, při kterém voda zaplavuje území mimo koryto vodního toku a může způsobit škody. Povodeň je však i stav, kdy voda z určitého území nemůže dočasně přirozeným způsobem odtékat nebo její odtok je nedostatečný, případně dochází k zaplavení území při soustředěném odtoku srážkových vod.

Směrnice EU definuje povodeň stručně jako dočasné zaplavení území vodou, které obvykle není zaplaveno (Directive 2007/60/EC).

Z cizojazyčných překladů se povodní (angl. flood) nejčastěji rozumí rozlití vody, nasycení půdy (záplavy). Ve smyslu "flowing water", může být slovo použito i jako přílivová vlna.

Záplavy mohou být výsledkem zvýšení objemu vody v různých systémech (řeky, jezera), přesahující celkovou kapacitu svých mezí (Flood encyclopedia topics 2010, online).

Povodeň ve vnitrozemí vzniká zejména tehdy, když vydatně prší. Rozhodující pro velikost rozlivu a průběh povodně je, kolik procent povodí vodního toku je současně srážkami zasaženo. Krátká bouřková přehánka v menším povodí může

*⁵ **povodeň**: synonyma užívaná v různém kontextu – velká voda, příval, zátopa, záplava (záplava – vylití vody z koryta v důsledku povodně); slovo „flood“ – povodeň pochází ze staré angličtiny (flood) a má mnoho společného s germánskými jazyky (v němčině „Flut“, latinsky „fluctus“)

změnit horský potok v divokou řeku, která strhává především to, co je přírodě cizí a stojí vodě v cestě. Stav vody ve větším vodním toku to však sotva ovlivní. Teprve dlouhotrvající vytrvalý déšť na rozsáhlém území způsobí, že se z koryt začnou vylévat takové řeky, jako jsou Vltava nebo Labe (IREAS 2006, online).

Z horských oblastí a pahorkatin odtéká v době tání voda sítí vodních toků. Čím rychleji a čím více sněhu taje, tím větší je zatížení řek. Také tvorba a pohyb ledové masy v tocích může významně zkomplikovat odtok vody a může být rovněž příčinou povodně (tzv. chod ledu či dřenice).

Přírozenou povodní je povodeň způsobená přírodními jevy, zejména táním, dešťovými srážkami nebo chodem ledů. Přírozenou povodní ovlivněnou mimořádnými příčinami je povodeň, kterou způsobují jevy jako jsou sesuvy půdy, ledové jevy nebo povodeň v důsledku ucpání profilů propustků či nahromadění naplavenin v kritických místech, jako jsou například mostní profily. Zvláštní povodní je povodeň způsobená umělými vlivy, zejména poruchou vodního díla, která může vést až k jeho havárii (protržení) nebo nouzovým řešením kritické situace na vodním díle.

*Povodeň začíná vyhlášením druhého nebo třetího stupně povodňové aktivity*⁶.*

S termínem *povodeň* souvisí také obecný termín *N-letá voda*, *N-letý průtok* (Q_{50} – *padesátiletý*, Q_{100} – *stoletý*). N-leté hodnoty vyjadřují průměrnou dobu opakování nějakého hydrologického jevu. V případě povodní jde o posouzení extrémnosti kulminačního průtoku. Hodnoty se zjišťují analýzou dlouhodobých časových řad pozorování.

Stoletá povodeň je povodeň, jejíž kulminační průtok je v dlouhodobém průměru dosažen nebo překročen 1krát za 100 let. Jde o statistickou charakteristiku, nikoli predikční. Tudíž neplatí, že v případě výskytu 100-leté povodně se další povodeň této velikosti či vyšší vyskytne až za 100 let. Neplatí lineární úměra mezi jednotlivými hodnotami N-letých vod. Čili hodnota 100-leté povodně není dvojnásobkem 50-leté

*⁶ **stupně povodňové aktivity** – první stupeň – *stav bdělosti*, druhý stupeň – *stav pohotovosti*, třetí stupeň – *stav ohrožení* - (§ 70 zákona č. 254/2001 Sb., o vodách ve znění pozdějších předpisů) a končí odvoláním třetího stupně povodňové aktivity, není-li v době odvolání třetího stupně povodňové aktivity vyhlášen druhý stupeň povodňové aktivity. V tom případě končí povodeň odvoláním druhého stupně. Povodní je rovněž situace, při níž nebyl vyhlášen druhý nebo třetí stupeň povodňové aktivity, ale stav nebo průtok vody v příslušném profilu nebo srážka dosáhla směrodatné úrovně pro některý z těchto stupňů povodňové aktivity podle povodňového plánu příslušného územního celku. Pochybnosti o tom, zda v určitém území a v určitém čase byla povodeň, rozhoduje, je-li splněna některá z těchto podmínek, vodoprávní úřad.

povodně, hodnota 500-leté povodně není 5násobkem 100-leté povodně a podobně*⁷. Například hodnoty N-letých průtoků na Vltavě ve stanici Praha-Chuchle jsou $Q_1 = 856 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$; $Q_5 = 1\,770 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$; $Q_{10} = 2\,230 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$; $Q_{50} = 3\,440 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$; $Q_{100} = 4\,020 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (ČHMÚ 2010, online, Kemel 1994).

Kulminačnímu průtoku $Q = 5\,160 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ v Praze dne 14. srpna 2002 byla přiřazena doba opakování $N = 200 - 500$ let (ČHMÚ 2010, online).

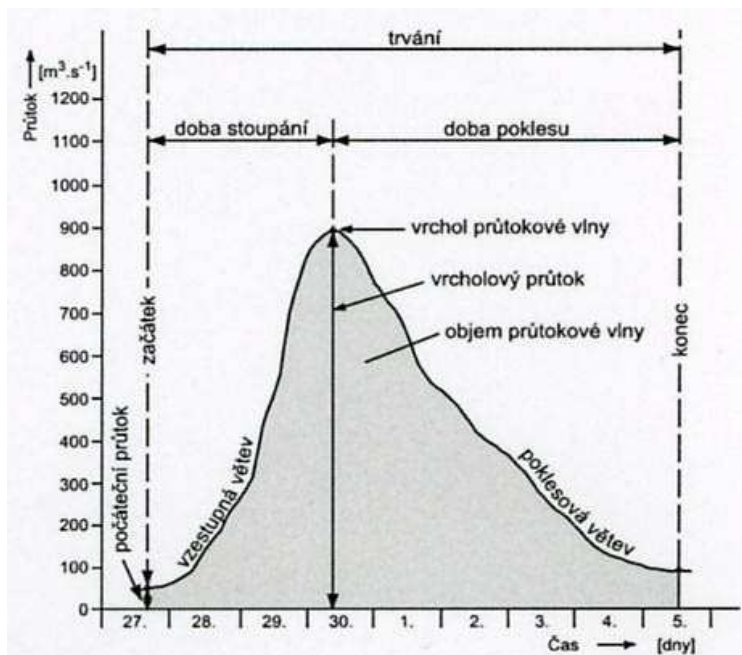
Hydrologická návrhová kritéria pro návrh, výstavbu, provoz vodohospodářských děl na tocích jsou stanovována orientačně a lze je nalézt v odborné literatuře nebo příslušných normách. Například jako návrhová (případně kontrolní) povodeň pro nízké sypané přehrady (hráze rybníků) je stoletá povodňová vlna.

2.3.2 Tvar a objem průtokových a povodňových vln

Každá povodňová vlna je dostatečně charakterizována objemem, vrcholovým průtokem a tvarem (pro dimenzování retenčního prostoru nádrží je rozhodující objem, pro dimenzování mostních otvorů, přelivů hrází a bezpečnostních (jalových) přepadů je rozhodující charakteristikou kulminační průtok) (Kemel 1994).

Základna povodňových vln je u horských potoků úzká, doba vzestupu průtokové vlny t_{vz} je jen o málo kratší než doba poklesu t_p . Tvar povodňové vlny je v podstatě trojúhelníkovitý. Jinak je tomu v nížinách, kde je základna široká a poklesová větev má delší trvání. Transformačním účinkem se základna povodňové vlny směrem po toku prodlužuje a bez jiného příspěvku z mezipovodí dochází často ke zřetelnému snížení kulminačního průtoky (Kemel 1994).

*⁷ Reciproční hodnotou doby opakování je periodičita. Průměrná periodičita 100-leté povodně je $p = 0,01$. To znamená, že průtok této velikosti nebo větší má pravděpodobnost výskytu 1 % v každém běžném roce (tedy i v roce následujícím po předchozí 100-leté povodni). Naopak není vůbec jisté, že se 100-letá povodeň během období dlouhého 100 let skutečně objeví. Z používané metodiky výpočtu vyplývá, že 100-letá nebo vyšší povodeň se teoreticky vyskytne za období dlouhé 100 let s pravděpodobností 63,4 %, za období 200 let s pravděpodobností 86,6 % a až za období 500 let s pravděpodobností 99,3 % (ČHMÚ 2010, online, Kemel 1994).



Obrázek 2-2 Charakteristiky průtokové vlny

2.3.3 Transformace povodňové vlny

Při průtoku povodňové vlny nádrží vlivem dočasného zadržení určitého objemu vody lze sledovat v korytě bezprostředně pod hrází povodňovou vlnu jiného tvaru. Základna vlny pod hrází je delší, kulminační průtok nižší než tomu bylo u vlny, která do nádrže vtékala. Uvedená transformace je odvislá na přítokové vlně (velikosti kulminace, objemu vlny), na počáteční úrovni hladiny v nádrži v okamžiku přítoku vlny do nádrže, na kapacitě a případné manipulaci vypouštěcího zařízení, velikosti ochranného prostoru apod. (Kemel 1994).

Transformace povodňové vlny v úseku toku je do určité míry obdobná (není-li do úseku soustředěn jiný výrazný přítok) a základna se rovněž rozšiřuje a kulminační průtok je nižší vlivem rozlití do inundačního území (ke snížení kulminačního průtoku lze dojít rovněž vlivem větších rychlostí na čelní straně povodně – předbíháním vodních částic) (Kemel 1994).

2.3.4 Obecné rozdělení povodní

Rozdělení typů povodní podle příčiny: dešťová, sněhová, smíšená a umělá (Kemel 1994).

Povodně (záplavy) mohou být rozděleny do různých kategorií podle jejich trvání:

1. *Povodně s pomalým počátkem* – povodně obvykle trvají delší dobu, mohou trvat jeden nebo několik týdnů nebo dokonce měsíců. Jelikož tento typ povodní trvá

dlouhou dobu, může to vést ke ztrátě zásob, škodách na zemědělských produktech, silnicích a železničních spojeních;

2. *Povodně s rychlým (rapidním) nástupem* – trvají kratší období, obvykle jeden nebo dva dny. Ačkoli tento druh povodní trvá kratší dobu, může způsobit větší škody a představovat větší riziko pro ohrožení života a majetku, neboť lidé obvykle mají méně času na preventivní kroky v průběhu rychlého nástupu povodně;
3. *Přívalové povodně* – mohou nastat během několika minut nebo několik hodin po silném dešti, tropické bouři, poruše přehrady nebo hráze nebo uvolnění ledové zácpy. Zpravidla zapříčiňují největší škody ([Kemel 1994, Education foundation 2004 – online; volný překlad](#)).

Záplavy mohou být také rozděleny do různých kategorií podle jejich umístění:

1. *Pobřežní povodně* – obvykle se vyskytují podél pobřežních oblastí tehdy, kdy se vytvoří hurikány a tropické bouře s vydatnými dešti nebo obří přílivové vlny vytvořené sopečnou činností nebo zemětřesením u pobřeží oceánů;
2. *Povodně typu Arroyos* – Arroyo je řeka, která je obvykle suchá. Pokud se vyskytnou bouřky blíže těchto oblastí, řeky získají značnou rychlost proudu („rychle pohybující se řeky“). Tento druh povodní se obvykle tvoří podél roklí a způsobuje škody;
3. *Říční povodně* – jedná se o nejčastější typ povodní. Pokud je skutečná výše toku řeky vyšší než kapacita, kterou řeka (kanál) může zadržet, řeka přetéká své břehy a vyběří v okolních oblastech. Příčinou může být tající sníh nebo těžký jarní déšť;
4. *Městské povodně* – ve většině městských oblastí se zpevněnými silnicemi. Vznikají v urbanizovaných oblastech s příchodem hustých dešťů, kdy nemůže být velké množství dešťové vody absorbováno ([Education foundation 2004 – online, Flood types 2008 – online; volný překlad](#)).

2.3.5 Rozdělení povodní v ČR

Naprostá většina povodní v ČR je způsobena srážkami, v zimním půlroce rovněž oteplením a následně vyvolaným táním sněhové pokrývky, zvláště je-li provázáno srážkami. Povodeň může též být vyvolána výskytem ledových jevů v tocích. Povodně převážně lokálního významu mohou být také způsobeny jinými příčinami,

např. přehrazením toku sesuvem půdy. Podle pojmenování příčin a sezónního výskytu povodní rozlišujeme následující hlavní typy povodní:

1. *Letní typ povodní* – pochází z regionálních dešťů s trváním i několika dnů (v průměru 1 – 3 dny). Příčinou jsou krátkodobé přívalové deště (vznikají „flash floods“ neboli bleskové povodně). V extrémních případech je intenzita vyšší než 100 mm. hod⁻¹. (tj. 100 litrů na m²). Mívají krátké trvání (v průměru méně než 2 – 6 hodin), postihují území menší rozlohy (většinou do desítek km²), mohou se vyskytnout kdekoli v ČR a vyvolávají povodeň většinou na malých tocích. Nejčastější výskyt je pozorován od poloviny dubna do září;
2. *Zimní a jarní typ povodní* – z tání sněhu, což může být provázeno současnými srážkami. Povodně bývají nejvýraznější, pokud leží sníh i v nížinách a podhůřích, protože ve vyšších polohách odtávají sněhové zásoby pozvolna. Výskyt tohoto typu převládá v nížinách a pahorkatinách v povodí Moravy, Labe a Vltavy. Velmi záleží na intenzitě oteplení, mocnosti sněhové pokrývky, vodní hodnotě sněhu (1 cm čerstvého prachového sněhu odpovídá 1 mm vody, tj. 1 litr vody na m², 1 cm starého slehlého sněhu představuje 4 mm vody), nadmořské výšce, expozici povodí, též do jaké míry je půda zamrzlá (brání vsaku a zvyšuje se koeficient odtoku). Výskyt není vázán pouze na jaro, ale i na typicky zimní měsíce (prosinec až únor). Povodně vznikají jako následek výskytu ledových jevů (např. ledové zácpy a nápěchy) v tocích, mohou nastat i v tocích s relativně nízkými průtoky. Povodňové vlny s plochým vrcholem dosahují zpravidla největšího objemu v roce a dlouhé doby trvání ([Povodí Vltavy 2009](#)).

Povodňový režim vodních toků v oblasti povodí Horní Vltavy je závislý na geografické poloze povodí. Pro toky pramenící v Novohradských horách (např. Malše) a v podhůří Šumavy (Blanice) je typický letní režim povodní, vyvolaný návětrnými efekty Šumavy a Novohradských hor při severních a severovýchodních situacích. Toky v horských polohách Šumavy mají zimní až smíšený režim. Pro Otavu je na jejím horním toku charakteristický zimní až smíšený režim a na dolním toku převažuje letní režim. Lužnice s přítoky má spíše zimní režim povodní. Vějířovitý charakter povodí Vltavy předznamenává nebezpečí střetu povodňových vln z horní Vltavy a Otavy, příp. i Lužnice (např. povodeň v srpnu 2002) ([Povodí Vltavy 2009](#)).

Stručněji popisuje rozdělení povodní*⁸ Brázdil (2002). Další typy povodní mohou vzniknout různou kombinací výše popsanych typů povodní.

Havlík (2010, online) člení povodně následovně:

1. Dle nařízení vlády na *přírozené povodně* – a) *způsobené přírodními jevy* (srážkoodtokové) a b) *zvláštní povodně* – způsobené umělými jevy (poruchy vodních děl);
2. Dle příčin vzniku – a) *průtokové povodně* – vyvolané velkým průtokem v toku, důsledkem jsou velké průtoky i vodní stavy a b) *ledové povodně* – vyvolané ucpáním profilu ledem, důsledkem velké vodní stavy při relativně běžných průtocích.

Kašpárek (2007) jmenuje změny povodňového režimu a tím možnou změnu ve výskytu jednotlivých druhů povodní. Zimní povodně se zvětšují nebo se objevují nové na úkor jarních. Jarní povodně se zmenšují a posouvají směrem k zimě. Letní se téměř nemění nebo se ojedinele zmenšují, podzimní se zmenšují jen v některých letech v závislosti na tom, jak bylo suché předchozí období. Pokles podzimních povodní se objevuje u povodí s menšími dlouhodobými úhrny srážek.

2.3.6 Povodně ve světě

Povodně ve světovém měřítku (viz **obrázek 2-3**) zaujímají jedno z předních míst přírodních pohrom a v Evropě jsou extrémní povodně nejčastějším typem přírodní katastrofy. Klimatické změny*⁹, včetně narůstající intenzity vydatných dešťů, v některých oblastech pravděpodobně dokonce dále zvýší četnost extrémních povodní, zejména ve střední, severní a severovýchodní Evropě. Možné dopady klimatických změn shrnují například Kalvová Moldan (1996), Hladný et al. (1996, 1997), Vinš (1996).

Z historických extrémních povodní v Evropě lze uvést 1099 – Anglie, 1219 – Dánsko, 1228, 1287 – Nizozemí, 1362 – Německo, 1421, 1530, 1570 – Nizozemí, 1634 – Německo, 1717 – Nizozemí, 1824 – Rusko, 1829 – Polsko (Mitchell 2003).

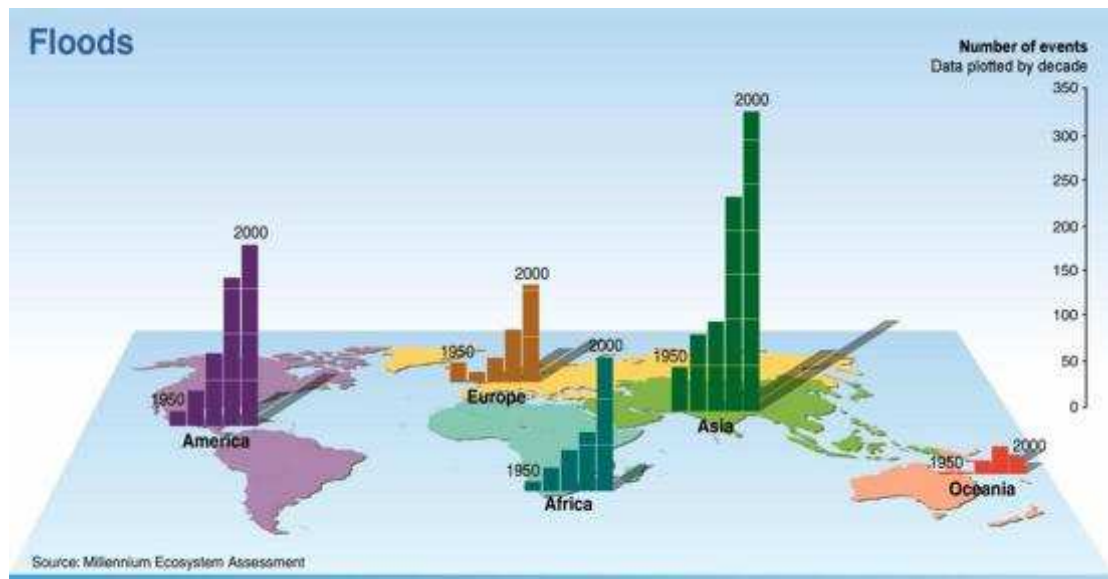
V minulosti byl počet říčních povodní ovlivněn evidencí, monitoringem a podáváním zpráv. Například od roku 1990, bylo v Evropě hlášeno 259 velkých říčních povodní z nichž 165 bylo hlášeno od roku 2000 (EEA 2008).

*⁸ **rozdělení povodní** – 1. bleskové, 2. z vydatných trvalých srážek, 3. z tání sněhové pokrývky

⁹ **Potencionální vliv změn klimatu** (v průměrném odtoku) popisuje např. McCarthy (2001) v oblastech tundry. Poukazuje na možné změny ve strukturách rybích společenstev, konkrétně zmiňuje nárůst teploty (s horní hranicí 30 °C v nejteplejším období) může zapříčinit v první řadě potlačení populací mnika, lososovitých ryb a síhů ve prospěch kaprovitých druhů ryb.

Z povodní současnosti je v Evropě významná povodeň, která se vyskytla v České republice a je známa pod názvem „Povodeň 2002“. Ale nejen řeka Labe, ale rovněž také řeka Dunaj v létě roku 2002 vyvolává diskuze o vlivu globálního oteplování (Glaser Stangl 2003).

Většina modelů a scénářů klimatických změn do roku 2050 odhaduje roční průměrný nárůst srážek o 10 % severně od Alp (IPPC McCarthy 2001).



Obrázek 2-3 Počet povodní jednotlivých kontinentů po dekádách od roku 1950 (zdroj: UNEP 2008, Online)

2.3.7 Historické výskyty povodní na území České republiky

Studie výskytu historických povodní na území České republiky mohou zahrnovat mnoho vědeckých multidisciplinárních přístupů. Všechny tyto přístupy mohou přispět k novým poznatkům v klimaticko-geomorfologických procesech, a tak lépe recenzovat dynamiku změn krajiny, klimatických změn (globálních změn). Příkladem může být studium stratigrafie, ze které lze usuzovat na příčinné souvislosti. Kalvoda (2007) popisuje říční terasy ve středních Čechách (Labe a Vltava) v souvislosti s klesající erozí a povodněmi. Je známo, že právě Labe bylo prapůvodním tokem (před 20 miliony let) a mělo zcela jiné koryto (Jungerová 2003, Rutkayová 2006).

První záznamy o povodních na území České republiky jsou z let 1118 a 1121 v Kosmově kronice. V září 1118 se Vltava a jiné řeky rozvodnily tak, že domy a kostely byly odplaveny. V Praze dosáhla voda několikrát dřevěný most a vystoupila 10 loktů (591 – 593 cm) nad jeho podlahu (Vodohospodářský sborník 1997, Rutkayová 2006).

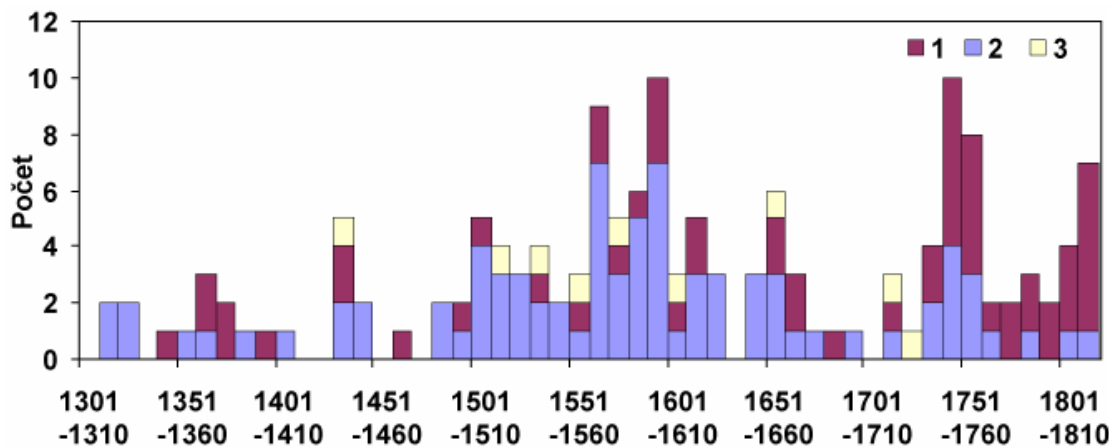
Z povodňových let lze uvést roky 1190, 1272, 1310, 1315, 1342, 1359, 1362, 1445, 1463, 1481, 1501, 1523, 1537, 1570, 1581, 1582, 1606, 1612, 1613, 1670, 1675, 1678, 1698, 1784, 1824, 1845, 1862, 1876, 1890 (Rutkayová 2006). Na konci 19. století až do poloviny 20. století (1851 – 1950) bylo jen na Labi zaznamenáno 214 povodní (z toho 21 v letech mokrých 1853 – 1856). Z dalších let s povodňovou aktivitou lze jmenovat 1872, 1899, 1925, 1940, 1941, 1954 (Rutkayová 2006).

Konkrétní historické záznamy o velkých povodních mají pro další výzkumnou práci svá četná úskalí. Zpravidla se jedná o absenci některých důležitých informací nebo přímo o celou absenci některých historických období, nehomogenitu dat (Elleder 2007).

Elleder (2007) vychází proto z let uváděných Brázdilem et al. (2005), kdy jsou výšky povodní přepočteny k profilu Křížovnického kláštera (1481 – 1890) a pro své závěry tak uvádí povodňové roky z extrémních povodní na dolní Vltavě v Praze 1432, 1501, 1655, 1675, 1784, 1799, 1845, 1862, 1890 a 2002.

Brázdil et al.(2005) dokumentuje historické povodně následovně: “Na řece Vltavě, v úseku od Českých Budějovic po ústí do Labe, bylo do zahájení systematických pozorování v roce 1825 doloženo dokumentárními prameny 161 povodní. Dosud nejstarší zpráva se vztahuje k povodni ze září 1118.“

Údaje o povodních před rokem 1500 jsou vzácné, jsou zpravidla evidované jen povodně významnějšího charakteru (12. století – 4 případy, 13. století – 7 případů, 14. století – 13 případů, 15. století – 12 případů) (Brázdil et al. 2005). V roce 1432 se povodně v Praze vyskytly dokonce třikrát. Obrázek 2-4 ukazuje chronologii vltavských povodní v prostoru mezi Českými Budějovicemi a ústím Vltavy do Labe (tedy včetně Prahy) pro jednotlivé dekády období 1301 – 1820. Z obrázku je patrná výrazná koncentrace povodní v letech 1501 – 1630 s nejčastějším výskytem ve druhé polovině 16. století (1561 – 1600), v 50. letech 17. století a kolem poloviny 18. století (1741 – 1760).



Obrázek 2-4 Dekádové četnosti povodní na Vltavě v úseku od Českých Budějovic po její ústí do Labe u Mělníka podle dokumentárních pramenů v období 1301 – 1820 s rozlišením podle typu povodně (1 – zimní, 2 – letní, 3 – nejasný) (zdroj: Brázdil et al. 2005)

2.3.8 Povodně a současnost na území České republiky

Povodňové události současnosti (2002, 2006, 2009 a 2010) mají vzhledem nejen ke svým katastrofálním následkům a výši škod prioritní místo, ale rovněž z pohledu hydrologického, rybářského a ichtyologického. Povodňový rok 2002 byl mezníkem pro vytvoření různých metodik pro výpočty škod povodňových událostí včetně Metodiky pro výpočet škod způsobených úbytkem rybní obsádky v rybnících v důsledku povodní pomocí kontrolních odlovů (Hartvich Vácha Flajšhans 2002), kterou vydalo Ministerstvo zemědělství České republiky. Potřebnými údaji pro výpočet ztrát jsou skutečná obsádka rybníka, normativy ukazatelů při plánování obsádek pro nasazování a výlovy rybníků, ceny pro chované ryby a jejich věkové kategorie.

Výsledky výpočtu ztrát v nejméně postižené oblasti ztrátami na rybách za rok 2002 (na Třeboňsku) a rovněž výsledky o změnách ve statistických úlovcích na nádržích Vltavské kaskády do roku 2004 vlivem povodně 2002 shrnula Rutkayová (2006) a Rutkayová et al. (2006).

2.3.9 Hydrologie na rybnících

Své nezastupitelné místo v hydrologii mají rybníky od nepaměti. Z historie lze uvést příklad z roku 1954, kdy západočeské a jihočeské rybníky zpozdíly povodňovou vlnu o 200 mil. m³ (Pokorný et al. 2007). Ani v posledních letech tomu není jinak, v roce 2002 zadržely třeboňské rybníky 147,5 mil. m³ (nádrže Římov, Lipno, Orlík zadržely

cca 77 mil. m³ vody) (Pokorný et al. 2007). Z příkladu je zřejmé, že velké rybníky a rybníční soustavy mají mimo své rybochovné poslání i rozhodující úlohu v hospodaření s vodou v krajině. Menší rybníky bezprostředně ovlivňují přilehlý mikroregion (Pokorný et al. 2007).

Nejnámější rybníční soustavy ČR a největší malé vodní nádrže*¹⁰ (rybníky) uvádí v přehledu (počet rybníků se zatopenou plochou) například Vrána, Beran (2005), Pokorný (2009).

Nejobecnější rovnice hydrologie v rybnících je přítok = odtok ± změny v retenci (zadržení, akumulaci vody) (Boyd Gross 2000).

Primárními vstupy jsou srážky, splachy vody a regulovatelné vodní přídavné zdroje.

Hlavními výstupy jsou evapotranspirace (výpar), vsaky a průsaky, přepady (přelivy) po bouřkách a povodních, úmyslné vypouštění (Boyd Gross 2000). Vodohospodářská bilance MVN „přítok – odtok“ se provádí na základě celkových měsíčních množství jednotlivých položek (přítok, výpar, zaručený odtok, odběr, bilance, zůstatek vody na konci měsíce) (Vrána Beran 2005).

Celkové obnovitelné vodní zdroje v ČR jsou uvedeny v tabulce 2-1. Údaje z posledních let však ukazují s jak velkými rozdíly a výkyvy se v bilanci vody lze setkat (Pokorný et al. 2007).

Kapacita objemu našich rybníků při jejich tzv. normální hladině vody (stanovené vodoprávním úřadem) se všeobecně udává 625 mil. m³. Podle jiných údajů množství sedimentů, převážně bahna, činí v MVN 160 – 180 mil. m³ přesto, že se každoročně část odtěží. Z toho vyplývá, že při normální hladině zadržují naše rybníky a ostatní MVN objem vody kolem 450 mil. m³ (Pokorný et al. 2007).

V případech extrémních povodní lze význam rybníků spatřovat především ve zpomalení odtoku vody a krátkodobém zadržení až dvojnásobku objemu každé nádrže (v závislosti na stavebním provedení hráze a velikosti mimořádných přítoků), dočasné zachycení plavenin a smyvů do relativně neškodných míst (Pokorný et al. 2007).

Koruny hrází našich rybníků převyšují běžné normální hladiny zpravidla o 1 – 2 m, u velkých rybníků i více. Za zcela mimořádných povodní (1997, 2002, 2006, 2007) a neovladatelných přítocích Pokorný (2007) odhadoval, že krátkodobě celkový objem

¹⁰ Malá vodní nádrž (MVN) – pojem vymezuje ČSN 75 2410 jako vodní nádrž s objemem po hladinu ovladatelného prostoru (normální hladinu menší než 2 mil. m³, max. hloubka 9 m (Vrána Beran 2005).

zadržené vody v našich MVN dosáhl až dvojnásobku oproti normální hladině a činil kolem 950 mil. m³.

Tabulka 2-1 Obnovitelné vodní zdroje v letech 1997 – 2008 v mld. m³

Položka	Roční hodnoty (mld. m ³)											
	Rok	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Srážky	58	56	49	55	64	71	41	54	58	56	59	49
Evapo-transpirace	40	43	35	40	49	49	29	41	43	37	46	37
Roční odtok	19	14	14	15	16	24	12	13	16	19	14	12

Zdroj: ČHMÚ, Zpráva o stavu vodního hospodářství 2006 a 2008 MZe a MŽP ČR.(upraveno)

2.3.10 Nádrže a rybníky ve vztahu k povodním

Všechny nádrže se podílí na celkové bilanci vody a dotýkají se přímo hospodaření s vodou v krajině. Přispívají ke zvýšení objemu akumulace vody v povodí a svou retenční schopností snižují kulminační průtoky při povodňových situacích (Soukup Hrádek 1999).

Nově budované malé vodní nádrže bývají zpravidla navrhovány o rozloze 1 – 5 ha s výškou retenčního prostoru obvykle 0,4 – 0,6 m. Jejich retenční prostor pak činí pouze 4 – 30 tis. m³ (Soukup Hrádek 1999). Při srovnání uvedeného objemu s objemem povodňových vln (řádově stovky až miliony m³), je skutečný retenční účinek těchto nádrží mizivý (Soukup Hrádek 1999). Opak uvádí Pokorný et al. (2007).

Podle statistických údajů např. v roce 2002 spadlo na území České republiky 864 mm srážek, což vzhledem k dlouhodobému průměru z let 1961 – 1990 odpovídalo 130 % srážkového normálu. V tomto roce tedy oteklo z území ČR 24 106 mil. m³ vody (zde se nachází přes 24 tisíc malých vodních nádrží), převážně rybochovných o celkové katastrální ploše okolo 52 tisíc hektarů, odhadovaná vodní plocha je cca 45 tisíc hektarů ± 2 – 3 % (letnění, odbahňování, opravy (Pokorný et al. 2007)).

Povodeň v srpnu 2002 tak zapříčinila škody na rybích obsádkách dotčených rybářských subjektů, ale tím se také promítla do úlovků v údolních nádržích Vltavské kaskády. Kubečka et al. (2004) píše, že povodňová událost v roce 2002 způsobila splavení velkého počtu ryb z povodí řeky Vltavy do nádrží. Boukal et al. (2012) uvádí, že pouze u Lipna a nádrží s kaskádovým efektem (Štěchovice a Vrané) není vliv této povodňové události na úlovcích kapra patrný. U ostatních pěti nádrží (Hněvkovice, Kořensko, Orlík, Kamýk a Slapy) Boukal et al. (2012) dokládají nárůst úlovků kapra.

V České republice je nejobjemnější přehradou Orlík 0,72 km³.

Mnoho akvatických habitatů (v jejich kvantitě i kvalitě) může mít značný negativní vliv na biotu, která přímo koreluje s nevhodnou extrémní fluktuací (Bain et al. 1988). Podobně se vyjadřuje i Pegg (2006), který dokumentuje, že mnoho zaplavovaných společenstev jezer a rybníků je ovlivněno ve velkém měřítku (ne)stabilitou vodní hladiny.

2.3.11 Efekty spojené s povodněmi

Mohutné povodně patří mezi ty hydrologické úkazy, kterým vždy náležela patřičná pozornost. Dopad extrémních záplav je zajímavý nejen pro amatérského rybáře, ale i pro ichtyology stejnou měrou.

Heil (2002) píše, že přestože jsou tyto přírodní úkazy tak medializované, věnuje se malá pozornost výzkumu, zvláště pak tomu, co se děje při povodňových stavech s rybí populací a jinými vodními živočichy. Velký vliv má povodeň na jikry, plůdek a na mladé věkové kategorie ryb a organismy, které včas neodplavou nebo si nenajdou vhodné klidné místo, na kterém by se skryly, jsou silným proudem splaveny a rozdraceny či z části rozemlety mezi kameny. Z tohoto důvodu jsou právě povodně velmi nebezpečné, zvláště ve pstruhových pásmech. Na druhé straně se mnoho ryb na dolním toku rozdělí a vytvoří novou obsádku.

Pozitivní a negativní efekty povodní jsou následující (Heil 2002):

1. pozitivní – nová vymletá místa v podemletých březích, snížení koncentrace obsádky, ulehčení přechodu přes překážky, vytvoření nových trdlišť;
2. negativní – odplavení ryb, odplavení potravy, rozmačkání a zahrabání ryb a jiker, vysušení při zpětném návratu do vodního toku, změny v obsádce, konkurence vlivem malé dostupnosti potravy, nové stavby po škodách.

Povodně mohou mít vliv na druhové spektrum a produkci ryb, více větších povodní umožňují zvýšenou produkci a naopak povodně menšího významu produkci menší. (Resende 2004). Povodně mohou ovlivňovat také původní ichtyofaunu (Holčík 1991, Gordon 2004, Lusk et al. 2004). Povodňovými pulsy lze například vysvětlit druhovou diverzitu a abundanci živočichů v jinak neúživných půdách horního povodí řeky Paraguay (Resende 2004).

V období sucha zde vegetace roste díky živinám uvolněným rozkladem vodních rostlin z předchozí povodně. Zápavy tak umožňují další rozvoj vodní vegetace, která poskytuje refugia a zdroj potravy pro ryby a na ně vázané predátory, jako jsou kajmani, vydry či rybožraví ptáci (kormoráni, jabiru, nesyti, kolpíci, volavky) (Resende 2004).

Důležitým, ale často opomíjeným faktem je také funkce ochranného pásma podél vodních toků (tzv. biofiltrační „buffer strips“). Tento vegetační kryt za normální hydrologické situace chrání toky a případně i nádrže před přímým vtokem znečištěných povrchových vod. Vtoku však nelze zabránit při extrémních povodňových stavech, kdy dochází k enormnímu povrchovému odtoku (Soukup Hrádek 1999). Uvedený fakt se pak samozřejmě může projevit v celém ekosystému říčního toku.

2.4 Ichtyodrift, migrace ryb a zvýšené průtoky

2.4.1 Migrace ryb, ichtyodrift, změny průtokového režimu

Migrace ryb je pravidelné a hromadné stěhování živočišných druhů nebo ras, které vznikly během fylogenetického vývoje a jsou dědičně zakódovány (Baruš Oliva et al. 1995). Přesné rozdělení migrací popisuje Nikol'skij (1961).

Ryby můžeme rozdělovat do několika skupin, které mají přímou souvislost s migracemi (LD – migrační tahy nad 100 km, SD – migrační tahy do 100 km a NM – netažný druh) (Holčík 1998, Holub 2006) a rovněž skupiny mající vztah k proudivosti (E – eurytopní, L – limnofilní, R – reofilní) (Bolland 2008, Holub 2006).

Hydrologický režim může významně ovlivňovat strukturu společenstev v tekoucích vodách (Horwitz 1978, Jowett Duncan 1990, Fausch Bramblett 1991, Lobb Orth 1991, Poff Allan 1995). Zvláště pokud jsou tyto toky regulované, vyznačují se vysoce variabilním a nepředvídatelným režimem průtoků. Ty přímo mění fyzická stanoviště a osídlení toku rybami, jejich densitu i diverzitu (Bain et al. 1988). Další faktory prostředí, případně vliv podélného gradientu toku, komentují alespoň částečně ve svých pracích Schlosser (1982), Oberdorff et al. (1993, 2001), Brown (2000), Moyle et al. (2003), Humpl Pivnička (2006).

Northcote (1978, 1984) rozlišuje tři hlavní funkční kategorie migrací: rozmnožovací (třetí) migrace, migrace pro vyhledávání potravy, stanovištní migrace pro vyhledání vhodných refugií (útočišť) a úkrytů pro přečkání nepříznivých

podmínek, kam patří i extrémně vysoké průtoky. Ryby se mezi jednotlivými stanovišti pohybují podle potřeby související s aktuálními stádii životního cyklu.

Povodně mohou způsobovat přímou mortalitu nejen u juvenilních stádií ryb (Schlosser 1985, Harvey 1987), ale i u dospělců (Harfek 1978, Toth et al. 1982). Povodně mohou omezit i třecí migrace nebo naopak jejich načasování může být právě jejich kritériem (John 1963, Nesler et al. 1988).

Mnoho druhů ryb se vytírá (v říčních nivách) při vysokých průtocích (Cushing et al. 2006). Tím se snaží zajistit dostatek potravy pro své potomstvo (Holland et al. 1983, Welcomme 1985, Cushing et al. 2006). V tropických oblastech, kde sezónní kontrast teplot není tak markantní, je pro tření ryb dominujícím faktorem právě průtok, respektive povodňové záplavy (Humphries et al. 1999). V oblastech mírného pásma jsou klíčové oba faktory, teplota i průtok.

Tekoucí vody se vyznačují převážně jednosměrným prouděním vody, která protéká přirozeným nebo umělým korytem určenou gradientem sklonu. Vedle kvalitativních ukazatelů (čistota vody) je důležitou charakteristikou rychlost proudu (Baruš Oliva 1995). Rozeznáváme prahovou a kritickou rychlost proudění (Pavlov 1979). Při prahové či minimální rychlosti proudění začíná reoreakce (reakce ryb na proud vody), která je charakterizována jejich orientováním v toku (Baruš Oliva 1995). Kritická rychlost je horní hranicí, při které je ryba ještě schopna udržet se v proudu. Rozmezí mezi těmito dvěma rychlostmi proudu je tedy interval, kdy je ryba schopna udržet se na daném místě v toku (Baruš Oliva 1995). Tito autoři uvádějí, že rozmezí mezi těmito dvěma limity může být až $215 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ (nejširší amplitudu rozmezí mají ryb pelagické, tj. s nízkou prahovou a vysokou kritickou rychlostí proudění). Hodnota kritické rychlosti proudění kolísá podle druhu ryb, mění se i během ontogeneze (Baruš Oliva 1995). Je logické, že je tato hodnota vyšší u ryb z tekoucích vod a vykazuje pozitivní korelaci s velikostí ryby. Kritickou rychlost proudění lze určit i pro celou ustálenou populaci v proudu, tj. jedná se o rychlost, při níž stabilní rybí společenstvo začíná být unášeno proudem (*ichtyodrift, skat*) (Holčík 1980). Jmenovaný autor prokázal, že stabilní populace v ramenech Dunaje s různou rychlostí proudu vody, podléhají (*ichtyodrift*) při rychlosti proudění $30 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ a vyšším. Čihař (1976) in Baruš Oliva (1995) poukazuje na fakt, že náhlé a prudké povodně mohou rybí obsádku v určitém úseku toku zcela eliminovat. Může tomu tak být i adultních jedinců, jak dokládají Elwood Waters 1969, Weng et al. 2001, Sato 2006, ačkoliv i u juvenilních jedinců se úmrtnost zapříčiněnou povodněmi mezidruhově liší (Harrell 1978).

V údolních nádržích lze nalézt největší koncentraci ryb blízko ústí přítoků (Baruš Oliva 1995). Vertikální i horizontální výskyt je ovlivněn řadou faktorů, např. silou proudění, teplotní stratifikací, redukcí kyslíku, koncentrací potravy a pronikáním světla apod. (např. Draščík et al. 2008, Prchalová et al. 2006 a 2008.)

Přestože bylo získáno mnoho poznatků o migracích ryb v údolních nádržích (např. cejn velký (*Abramis brama*), lín obecný (*Tinca tinca*), okoun říční (*Perca fluviatilis*) a candát obecný (*Sander lucioperca*) se projevují v údolních nádržích spíše jako ryby stanovištní (v průběhu roku i několika let), naproti tomu ale cejní projevují velkou schopnost návratu na svá původní místa, odkud byli předtím vyloveni a vysazeni na místa jiná (Baruš Oliva 1995), je méně konkrétních údajů o chování a migracích ryb během povodní a záplav, zvláště pak schopnosti jednotlivých druhů udržet svá stanovištní místa. Tento fakt podporují i autoři Hartman Lett Staněk (2002) zabývající se vlivem zvýšených průtoků v rybnících na úbytek rybích obsádek. Svě stanovištní schopnosti projevila při sledování na nádrži Lipno také štika (*Esox lucius*), která z 80 % nepodniká přesuny delší než 2 km. V rozmnožovacím období mohou však přesuny štik dosahovat až 20 km (Baruš Oliva 1995).

V rybníčních soustavách dochází rovněž k přesunům ryb. Způsoby migrace jsou ovlivněny zejména druhem, ročním obdobím a manipulací s vodou, která je ovlivněna způsobem hospodaření a přítokem povrchové vody. Například ve vegetačním období přítok chladné vody způsobí hromadný tah kaprů (protiproudovou migraci) do toku. Jejich „tah“ může dosáhnout několik stovek metrů až kilometrů. V této době kapři většinou nepřijímají potravu a nepřirůstají (Pokorný 2010 – ústní sdělení).

Migrace ryb v rybníčních soustavách bývá nejčastěji poproudová a je umožněna odtokem vody, nevhodnými nebo chybějící česlemi či jinými zábranami (Hartvich Dvořák 2002).

Pro rybníky je typická manipulace s vodou (manipulační řády), především snižování hladiny a vypouštění vody. V závislosti na věku a velikosti se chovají jednotlivé druhy ryb odlišně. Plůdek, násada a i některé dospělé reofilní druhy ryb migrují proti vodě a nejvíce reagují na změny přítoku a zejména na jeho zvýšení.

Při výlovu všech typů nádrží se snaží většina plůdku kaprovitých ryb, včetně lína, unikat s vodou. Plůdek některých ryb, zejména sumce, mníka a síha peledě využívá k migraci jakékoli příležitosti včetně minimálních odtoků. Ztráty (únik) bývají téměř 100% (Pokorný 2010 – ústní sdělení).

2.4.2 Migrační přesuny ryb při zvýšených průtocích

Průtok vody, teplota vody a světlo ovlivňují nejen výskyt, ale i migraci ryb i její intenzitu (Jonsson 1991, Humphries et al. 1999). Uvedené proměnné ovlivňují jak po- i proti-proudovou migraci (Jonsson 1991), ale liší se v závislosti na charakteru toku a druhu ryb. Změny v průtoku vody mohou mít vliv na načasování, rychlost a směr migrace (Jonsson 1991). Adámek et al. (1997) řadí mezi důležité ukazatele nejen průtok vody a rychlost proudu, ale i utváření koryta. Vliv průtokového režimu na rybí osídlení a rybářské využití se projevuje v závislosti na jeho charakteru, ročním období a délce trvání. Další faktory jako spouštěče migrací uvádí TAB (2007), například odtok vody, vodní hladina a proudění. Úroveň vodní hladiny závisí na vypouštění (odtoku) vody a proudění. Přestože úroveň (prahová hodnota) vodní hladiny může být důležitá, mnohem významněji působí kolísání vodní hladiny (TAB 2007). Další faktory ovlivňující migraci jsou zákal a barva vody, srážky či měsíční fáze (TAB 2007).

Kladný vliv velkých vod v jarním a letním období na trvale vysoké zarybnění řek a přilehlých inundačních území byl patrný do té doby, než byla původní koryta upravena. Při záplavách dochází ke spojení hlavního toku se slepými rameny v jeden vodní ekosystém a nově zatopená území rozšiřují prostor pro rozvoj přirozené rybí potravy. Pro ryby mají největší význam povodně s dlouho trvajícím rozlivem v nivách (Holčík et al. 1992, Holub 2006), 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 (Holub 2006).

Dlouhodobý rozliv zvyšuje rozlohu produkční plochy pro ryby, z půdy se uvolňují živiny a podporují masový rozvoj fyto- a zooplanktonu, který je potravou především mladých ryb všech druhů. Rozvoji přirozené potravy také napomáhá vyšší teplota vody v mělké nivě, kde voda ve srovnání s korytem proudí pomaleji (Holub 2006). 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. 2004).

Fytofilní (štika, karas, cejnek, perlín, lín) a indiferentní (okoun, plotice, cejn) druhy ryb využívají dostatek rostlinných substrátů k rozmnožování. Ryby, stržené proudem z vyšších úseků říčního koryta, nacházejí v méně proudivých partiích záplav útočiště, kde se shromažďují a při poklesech průtoku zarybnují ramena a hlavní tok řeky. Zvyšuje se nejen biomasa a početnost ryb, ale také druhové a věkové složení

je rozmanitější. Holub (2006), Hartvich (1998) dokládají, že v době rozlivů se v zatopené nivě objevují i druhy reofilní, které se jindy v řece nevyskytují (v nivě Lužnice jelec tloušť (*Leuciscus cephalus*), pstruh obecný forma potoční (*Salmo trutta m. fario*) a dříve i lipan podhorní (*Thymallus thymallus*). Zaplavená niva s ramennými systémy se stává refugiem, zachycujícím ryby strhované z výše položených úseků (Holub 2006).

Zvýšený průtok v průběhu povodní zaplavujících říční nivy provází vyšší rychlost proudění vody v hlavním toku (Holub 2006). Čím méně je koryto hlavního toku členité a čím méně poskytuje rybám přirozené úkryty nebo stanoviště s pomalu tekoucí vodou, tím dříve relativně ustálené společenstvo ryb migruje do zatopené nivy (ichtyodrift), nebo do jiných vhodnějších stanovišť. 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 (Holub 2006).

V průběhu opadu povodňových průtoků denzita ryb v nivě a ramenných systémech klesá. Ryby se postupně navracejí do přilehlých ramen i do hlavního toku a zaplavená niva působí jako refugium (repopulační centrum) a tak se opět zarybnují úseky řek, které byly během trvání rozlivu v nivě vyrybněné (Holub et al. 2006).

Nepříznivě působí velké průtoky vody v upravených korytech toků, kde ryby nemají možnost přečkat povodňový stav mimo hlavní koryto (Adámek et al. 1997). Ukazuje se, že pro většinu ryb cejnového a z části parmového pásma je rychlost tekoucí vody 0,2 až 0,3 m.s⁻¹ kritická, a je-li překročena, začne se rybí obsádka brzy splavovat (ichtyodrift).

Pro jarní a letní období jsou typické náhlé bouřkové přívaly, unášející mnoho sedimentů zakalené bahnem i jílem, často s obsahem mnoha nečistot. Proto dochází k velkým ztrátám na jikrách a raných stádiích ryb.

Průtokový režim má významný vliv na životní projevy ryb. Průtoky ve vztahu k migracím sledoval také Slavík et al. (2004), který ve svých výsledcích dokumentuje, že vliv průtoky na reprodukční migrace pstruhů ve Vydře a na Vltavě ve sledovaném období nebyl prokázán, a že klíčovými faktory migrací mohou být jiné proměnné prostředí (např. spád toku).

Vysoké průtoky vody v našich tocích doznaly v posledních letech závažných změn. Nízké letní průtoky umožňují rychlé prohřívání vody na neúměrně vysokou teplotu, snižují obsah kyslíku a zvyrazňují vliv znečištění.

Příliš nízké průtoky v průběhu jara a léta znamenají pomalý růst a vyšší ztráty na rybí obsádce. V mělkých částech toku zůstávají jen nejmladší jedinci (plůdek), zatímco starší ryby hledají jinde hlubší stanoviště. Za optimální můžeme považovat průtoky přibližující se úrovni dlouhodobého průměru (Adámek et al. 1997). Při nízkých průtocích v zimě vyhledávají ryby hlubší místa, kde se ukládají k přezimování.

Hladík Kubečka (2003) zkoumali po- i protiproudovou migraci ryb mezi nádrží Římov a jejím přítokem v průběhu jara a léta v letech 2000 – 2002. Největší počet druhů ryb autoři našli v přítokové zóně a přes 10 % celkové biomasy ryb z nádrže přes tuto zónu migrovalo. Nejvýznamnější byla protiproudová třetí migrace (více viz Hladík Kubečka 2003).

Některé studie naznačují, že by se mohly údaje získané na základě preference jednotlivých druhů ryb k určitému proudu používat pro posouzení ekologického stavu řek (Lasne et al. 2007) a ekologické integrity (Aarts et al. 2004).

2.4.3 Migrace ryb z rybníčních akvakultur do volných vod (Vltavská kaskáda)

Migrace ryb z rybníčních akvakultur při extrémních povodních se může projevit zvýšením statistických údajů o úlovcích. Příkladem může být zvýšení statistických úlovků na přehradách Vltavské kaskády (Rutkayová 2006). Autorka uvádí pro názornost odezvu statistických úlovků po povodni v roce 2002 (viz tabulka 2-2).

Tabulka 2-2 Zhodnocení úlovků nádrží Vltavské kaskády před a po povodni 2002

Nádrž	Průměr	Sm. odch.	N	Sm. chyba	Referenční konstanta	t	SV	p	p – jednostranné	význ. rozdíl
Lipno	3200,135	7628,637	312	431,8865	3269,861	-0,161446	311	0,871847	0,4359234	
Hněvkovice	929,6625	3082,357	240	198,9653	1309,792	-1,91053	239	0,057261	0,0286307	ano*
Košensko	480,0729	1226,990	192	88,55039	736,5139	-2,89599	191	0,004220	0,0021102	ano*
Orlík	2105,327	6253,547	312	354,0374	2411,000	-0,863392	311	0,388587	0,1942936	
Slapy	1542,304	3833,847	240	247,4737	1563,403	-0,085256	239	0,932129	0,4660646	
Kamýk	92,75000	292,8978	72	34,51834	809,8400	-20,7742	71	0,00	0	ano***
Štěchovice	64,80417	251,5729	240	16,23896	99,81000	-2,15567	239	0,032108	0,0160541	ano*
Vrané	342,0583	1112,253	240	71,79563	261,4583	1,122631	239	0,262721	0,8686396	

úlovky (ks)

$H_0 : \mu_{Pred} \geq \mu_{Po}$ nezamítám nulovou hypotézu

$H_A : \mu_{Pred} < \mu_{Po}$ prokázala se alternativní hypotéza

Z výsledné tabulky o úlovcích je zřejmé prokazatelné zvýšení úlovků v letech 2002 – 2004 oproti letům předchozím u nádrží Hněvkovice, Kořensko, Kamýk a Štěchovice na hladině významnosti $\alpha=0,05$.

V tabulce 2-3 je uvedeno zhodnocení násad (ks) v letech 1992 – 2001 (= Ne „před“), 2002 – 2004 (= Ano = „po“) pro jednotlivé nádrže:

Tabulka 2-3 Zhodnocení násad nádrží Vltavské kaskády před a po povodni 2002

Nádrž	Průměr	Sm. odch.	N	Sm. chyba	Referenční konstanta	t	SV	p	p – jednostranné	význ. rozdíl
Lipno	8429,670	36559,98	312	2069,801	41587,53	-16,0198	311	0,00	0	ano***
Hněvkovice	2718,104	7003,691	240	452,0863	4274,069	-3,44174	239	0,000682	0,0003411	ano***
Kořensko	1727,490	3462,587	192	249,8907	1518,208	0,837491	191	0,403363	0,7983183	
Orlík	10354,30	45684,42	312	2586,371	12171,69	-0,702682	311	0,482780	0,7586102	
Slapy	4296,250	10486,15	240	676,8778	3588,810	1,045152	239	0,297009	0,8514956	
Kamýk ¹¹	1457,944	3381,148	72	398,4721	1964,697	-1,27174	71	0,207616	0,1038078	
Štěchovice	418,4875	1240,746	240	80,08978	450,4167	-0,398667	239	0,690494	0,3452472	
Vrané	2683,638	5571,163	240	359,6170	1612,972	2,977238	239	0,003208	0,9983961	

násady (ks)

$H_0: \mu_{pred} \geq \mu_{Po}$ nezamítám nulovou hypotézu

$H_A: \mu_{pred} < \mu_{Po}$ prokázala se alternativní hypotéza

Statisticky významný rozdíl na hladině významnosti $\alpha=0,05$ u násad je pouze u nádrží Lipno a Hněvkovice. Není statisticky významný rozdíl v nasazování „před“ a „po“ povodni u nádrží Kořensko, Orlík, Slapy, Kamýk, Štěchovice a Vrané na hladině významnosti $\alpha=0,05$.

Na nádrži Hněvkovice došlo nejen ke statisticky významnému zvýšení úlovků na hladině významnosti 0,05 v letech 2002 – 2004, ale dokonce ukazuje v průměru na snížené nasazování v letech před povodní, které tedy ještě více posiluje výsledek o zvýšených úlovcích. Na nádržích Lipno, Orlík, Kamýk a Štěchovice jsou referenční konstanty oproti průměru z let před rokem 2002 vyšší (Rutkayová et al. 2006).

Rutkayová (2006) uvádí zhodnocení úlovků pro vybrané druhy ryb ve vztahu k extrémní povodni v roce 2002 na nádržích Vltavské kaskády.

2.5 Rizika migrace ryb z rybníčních akvakultur a prevence následků

2.5.1 Rizika migrací ryb z rybníčních akvakultur

Ryby mohou unikat během povodní z různých druhů stojatých vod (jezer, nádrží, tůň apod.). Mezi nejčastější typ úniku ryb ze stojatých vod patří únik z rybníčních akvakultur. Příklady ztrát jsou známy ve světě, ale i v České republice. O úniku kapra

¹¹ Pozn.: u nádrže Kamýk je průměr z násad v letech 1999-2001 (= Ne)

z rybníčních farem do blízkých ekosystémů v USA píše např. [Domske O'Neill \(2004\)](#). V České republice o únicích ryb z rybníčních akvakultur píší např. [Lett a Staněk \(2002\)](#), [Rutkayová \(2006\)](#), [Rutkayová et al. \(2006\)](#).

Rizika mohou být přímá nebo nepřímá. Prvním rizikem jsou samozřejmě vlastní ztráty na rybách a rybnících a s tím spojené riziko ekonomické. Do problémů by se mohly dostat spíše menší rybářské subjekty případně místní organizace ČRS (MO ČRS), pokud by jim nebyla vyplacena náhrada škod (př. ČRS vydával v roce 2002 tzv. povodňové známky). Přímé poškození rybích obsádek může nastat po přelítí povodňové vlny nad bezpečnostními přelivy vodního díla (VD), přelítí povodňové vlny přes hráze VD, rozlítí vodní plochy do okolní krajiny mimo katastrální území VD, poškození ryb poraněných nadměrným tlakem vody na bezpečnostní přelivy a vypouštěcí zařízení VD, únikem ryb z důvodu protržení bezpečnostních přelivů, případně hrází VD ([Flajšhans Gela 2008](#)).

Dalším rizikem nemusí být rizika spojená s přesunem ryb do volných vod, ale i rizika spojená s přesunem ryb z jedné rybníční akvakultury do druhé. Dva sousedící rybářské subjekty, by pak měly provést nějaké vyrovnání ve vztahu a smyslu „ztráta (úbytek ryb) versus obohacení (zvýšený úlovek-nadvýlovek, vícenález)“, pokud je uvedený vztah jasně prokazatelný (př. do rybníka jednoho rybářského subjektu, kde byl pouze kapr šupinatý se z jiného rybářského subjektu dostane kapr hladký). Situace může být ovšem i opačná, kdy původní obsádka rybníka nedosáhne vlivem konkurence (či dokonce vlivem zavlečení nějakého onemocnění) očekávaného přírůstku a rybářský subjekt předpokládaného zisku. Celkově není tato problematika řešena.

Neopominutelným rizikem je ztráta hejna plemenných ryb nebo ryb jako možného genetického zdroje – genetická rezerva). Příkladem může být únik ryb z rybochovného objektu VÚRH Vodňany. Naopak může však dojít i ke zničení genetických rezerv ve volných vodách.

Čtvrtým rizikem, které lze zařadit do rizik přímých i nepřímých, je zavlečení nepůvodních, případně až invazivních druhů ryb do míst, kde je jejich výskyt obzvláště nežádoucí. Může se jednat jak o rybníční akvakultury, tak i o volné vody. Uvedené riziko, lze dokumentovat například na invazivním druhu sumečka černého (*Ameiurus melas*).

Rizikem mohou být však i onemocnění ryb ve volných vodách, uniknou-li nemocné ryby z akvakulturních chovů, ale i naopak pro ryby v akvakulturách mohou být záplavy rizikem.

Např. Lugg (2000) poukazuje na možný úhyn ryb, jehož příčinou jsou přírodní události (včetně povodní). Vlivem zaplavení může dojít k nadměrnému biologickému rozkladu (snížení rozpuštěného kyslíku atd.), nebo i z míst s vysokým obsahem biologicky rozložitelných materiálů (hnůj) (Shepherd 1995) nebo tzv. černých vod, podle vysoké úrovně rozpuštěných tříslovin a ligninu z rozkládající se organické hmoty (Gerke et al. 1995).

Důsledky změn v přítomnosti parazitů vlivem povodní zkoumal Kadlec et al. (2003) na plotici obecné (*Rutilus rutilus*), hořavce duhové západní (*Rhodeus sericeus amarus*) a okounu říčním (*Perca fluviatilis*). Autoři zjistili, že u plotice a okouna se vyskytovalo v období před povodní větší množství parazitů než v období po povodni, opačně tomu bylo u hořavky (vlivem vysokého množství *Gyrodactylů* spp.).

2.5.2 Prevence migrací

Přírodní podmínky, vhodné inundační území

U tekoucích vod stále častěji mnoho autorů poukazuje jako možnost prevence využívat přirozených rozlivů jak je to jen možné a tlumit tak povodňové vlny. Holub (2006) k uvedenému dodává, že zároveň je třeba zajistit co nejrychlejší odtok povodňové vody zpět do koryta.

Budou-li inundační území správně obhospodařována, ryby se budou moci vrátit s opadávající vodou do hlavního toku, proto je vhodný minimální počet depresí v nejbližším terénu, ve kterých by ryby zůstávaly.

Využití staveb (hráze, přehrady, nádrže, poldry)

Ochrana proti povodním se neomezuje jen na říční nivy – je celá řada dalších možností, jak udržet vodu v krajině, zpomalit její odtok a ztlumit následky extrémních povodní (Holub 2006), včetně ztrát ryb. I tolik diskutované přehradní nádrže k takovým prostředkům patří, byť je jejich účinnost menší, než se při jejich stavbě očekávalo (Holub 2006).

Nádrže pro rybochovné účely by v zásadě jako prevenci před škodami na rybích obsádkách měly v první řadě splňovat vyhovující technické parametry díla (zásady TBD). Pokud nedojde k protržení hráze nebo úniku ryb z nádrží a rybochovných objektů vlivem přelití, nehrozí tekoucím vodám zarybnění nežádoucími (nebo nemocnými) druhy ryb přímým kontaktem.

Neopominutelnou součástí je dodržování manipulačních řádů a rovněž využívání včasného předvypouštění nádrží a řešit retenční ochrannou kapacitu MVN dle místních podmínek (ČSN 752410 Malé vodní nádrže).

Využití technických možností

V rybníčních soustavách a akvakulturách proti nežádoucím migracím a únikům při výloveh ryb chovatelé instalují různé typy česlí a sít o rozdílné hustotě (Pokorný 2010 – ústní sdělení). Vhodné je uvažovat o zajištění česly nejen výpustních zařízení, ale i splavů, případně využívat stávajících obvodových stok a u nových staveb s nimi vždy, pokud je to možné, při konstrukci vodního díla počítat.

K omezení až zabránění protiproudové migrace se úspěšně používají stupně o různé výši s ohledem na druh, velikost ryb, množství protékající vody a její rychlost (Pokorný 2010 – ústní sdělení). Opačné, negativní dopady na původní říční druhy ryb (včetně fragmentace říčního kontinua) popisuje např. Bernacsek (2001), Lusk (1991).

2.6 Následky změn klimatu (povodní) a jejich prevence

Čamrová et al. (2006a, b) se zabývali následky změn klimatu (zvláště příchodem povodní) v institucionální a ekonomické souvislosti. K uvedenému jsou přiřazovány i existence konfliktů a jejich negativní dopady na účinnost systému ochrany před povodněmi.

Mimo socioekonomické dopady patří i ty biologicko-ekologické. Známým a typickým příkladem v důsledku povodní je dovoz nepůvodních (často invazivních) druhů ryb (záměrné či nechtěné). Dopady jsou mnohdy na celý přírodní ekosystém obrovské (Zavaleta et al. 2001). Příkladem v České republice může být dovoz sumečka černého (*Ameiurus melas*) s násadou kapra z Chorvatska. Zavlečení touto cestou však není podloženo.

Prevence následků z vodohospodářského a hydrologického aspektu je v dnešní době spatřována dle mnohých autorů ve sledování scénářů změn klimatu a hydrologických procesů ve vodním hospodářství. Například Punčochář (2007) z protipovodňové prevence jmenuje podporu programu prevence povodní; podporu obnovy, odbahnění, rekonstrukce rybníků a výstavbu vodních nádrží; pozemkové úpravy; novelizaci legislativy k umožnění akumulace povodňových průtoků; rozvoj informačních systémů; vymezení záplavových území a vyhodnocení rizik povodňových škod. O významné preventivní funkci nádrží dále informuje Hornberger

(1998). Na nezbytnost modelování vlivu klimatických změn na hydrologický režim poukazuje rovněž [Kašpárek \(2007\)](#). Mimo jiné uvádí změny povodňového režimu v České republice (viz kapitola 2.3.5). Stejný autor poukazuje na změny průměrných průtoků (zmenšení), obdobně poklesne i odtok ze zásob podzemních vod, minimální průtoky se zmenší radikálně na většině povodí, z čehož plyne významný dopad na zásobní funkci nádrží, které nemají dostatečný prostor na překrytí období sucha. Rovněž predikuje zhoršení kvality vody v nádržích a v poslední řadě se zimní povodně stanou významnějšími a u jarních povodní tomu bude naopak. Jako možnou kompenzaci uvádí [Kašpárek \(2007\)](#) budování nových vodních nádrží stejně jako [Pokorný \(2007\)](#).

Další opatření vedoucí ke snížení maximálního odtoku z povodí a neškodné odvádění povodňových průtoků jsou rozdělena na 1. opatření v povodí a 2. opatření na drobných vodních tocích a nádržích ([Soukup Hrádek 1999](#)). Omezení mají vliv především pro krátkodobé povodňové epizody. Opatření povodí se zaměřují na neškodné odvedení přívalových srážek, zpomalením povrchového odtoku, zabránění rychlému soustředování povrchového odtoku diverzifikací hlavních odtokových cest, o neškodné provedení maximálních průtoků nivou. Dále využitím srážkové vody v povodí k nadlepení hydrologické bilance, zavedením dešťové kanalizace v urbanizovaných částech, komplexními a protierozeními opatřeními. U drobných toků a nádrží jde především o prevenci závadných stavů, snížení kulminace a objemu povodňové vlny akumulací v nádržích, poldrech, údolních nivách.

Konkrétnější modelové scénáře mohou být v dnešní době zhotovovány pomocí modelů, které umožňují prošetřit různé možnosti antropogenních zásahů do krajiny. Jsou schopné modelovat např. komplexní hydrodynamiku povodí včetně rozložení průtoků (povodňových vln), vodní bilanci a možné rozlivy v záplavovém území v závislosti na srážkách a hladin řek ([Ahmed 2001](#)).

V České republice funguje státní podpora vodního hospodářství v oblasti péče o vodní zdroje. V předmětu této podpory jsou upřednostňovány zejména: 1. prevence před povodněmi, 2. odstraňování povodňových škod, 3. obnova, odbahnění a rekonstrukce rybníků a vodních nádrží a 4. ostatní opatření ve vodním hospodářství.

[Kovář Sklenička \(2003\)](#) uvádějí zmírnění povodňových škod přímo na povodích, přičemž kategorizují požadavky lidské společnosti na vodní toky podle čtyř kritérií do následujících čtyř skupin: 1. technická kritéria (přijatelný režim průtoků a přijatelná stabilita), 2. socioekonomická kritéria (krajinně-architektonická funkce a rekreace,

sport, rybářství, myslivost), 3. technicko-ekologická kritéria (morfologická návaznost na poříční zónu (diverzita), kvalita vody v toku), 4. biologicko-ekologická kritéria (ekologická návaznost na poříční zónu včetně břehových porostů), fauna říčního systému).

3 Vědecké hypotézy a cíle práce

3.1 Vliv extrémních povodní na rybníční akvakultury

V první části disertační práce je v souladu se schválenou metodikou individuálního plánu řešena problematika vlivu extrémních povodní na rybníční akvakultury. V dřívějších pracích však není tato problematika vědecky blíže rozebírána a rovněž i v současnosti jednotlivé rybářské subjekty pouze vyčíslily své škody na rybích obsádkách po povodních v rámci poskytnutí dotačních náhrad. Proto budou zhodnoceny škody na rybích obsádkách na Rybářství Nové Hrady s.r.o. z let 2002 a 2006 obdobným způsobem, jako byly vypočítány ztráty na rybích obsádkách na Třeboňsku pro rok 2002 (Rutkayová 2006).

Existuje předpoklad, že na základě výsledků bude možné ověřit hypotézu, že jsou povodňové ztráty na rybách v roce 2002 (Třeboňsko versus Nové Hrady) alespoň přibližně srovnatelné. V opačném případě bude hypotéza zamítnuta, tzn., že vlivy povodňových událostí pro výši ztrát na rybách jsou natolik specifické, že výsledky nelze nijak komparovat a generalizovat pro jednotlivé oblasti.

Cílem bude vyhodnotit a porovnat výše ztrát na rybích obsádkách na Rybářství Nové Hrady s.r.o. pro povodňové roky 2002 a 2006.

Do práce je zařazen modelový příklad hydrologické simulace na rybnících v povodí Janovského potoka (Rybářství Nové Hrady s.r.o) při výskytu extrémní povodně, respektive kvantifikace retenčních prostorů.

Cílem bude a) predikce výšky hladiny vody v rybnících při výskytu extrémní povodně a b) změny výšky hladiny v rybnících při změně retenčního prostoru jednoho z rybníků kaskády.

3.2 Vliv extrémních povodní na ichtyofaunu volných vod

Jednou z možností jak studovat ichtyofaunu volných vod, jsou výzkumy založené na záznamech o úlovcích sportovních rybářů. Studium rybářských úlovků se v zahraničí (Evropě) zabývá řada autorů. Často hodnotí socio-ekonomické benefity pro rekreační rybáře, welfare ulovených ryb, nebo se zabývají politikou hospodaření (managementem) (např. EIFAC 2008, 2010). Česká republika (ČRS) vede záznamy o statistických úlovcích s dlouholetou tradicí. Předpokládá se, že výše statistických úlovků je v přímém vztahu s nasazováním, počtem lovicích rybářů (počtem úspěšně lovicích rybářů) i počtem docházek, přesto bude výše úlovků jednotlivých let

zkoumána k letům, které byly označeny jako roky povodňové. Jejich vliv je zahrnut z důvodu objemnosti práce ve zkráceném rozsahu. Další vlivy nejsou do práce zahrnuty.

Disertační práce přispěje k ověření hypotézy, že se úlovky po extrémních povodních na některých nádržích Vltavské kaskády v bezprostředních letech po povodni zvyšují. Práce dále přispěje k poznání změn ichtyologické struktury v nádržích Vltavské kaskády pomocí statistických údajů o rybářských úlovcích.

Přínosem pro rybářskou praxi pak bude zjištění, zda (případně jak) povodňové roky ovlivňují výši celkových úlovků sportovních rybářů, případně i výši úlovků vybraných druhů ryb, a tím i získání dalších znalostí pro obhospodařování rybářských revírů.

Práce se rovněž zaměří na nově introdukovaný druh – sumečka černého (*Ameiurus melas*, Rafinesque, 1820). Jedna z teorií možného zavlečení je založená na hypotéze, že sem mohl být zavlečen právě s dovozem chybějícího plůdku po povodňových událostech.

Cílem bude objasnit jeho morfologii, která nebyla dosud v České republice popsána a zjistit, zda lze užít mnohorozměrných analýz pro jednoznačné odlišení od podobného druhu sumečka amerického (*A. nebulosus*).

3.3 Shrnutí cílů disertační práce

Studium přímého vlivu extrémních povodní na ichtyofaunu (rybníčních akvakultur i volných vod) je v současné době v rámci celého výskytu extrémních povodní v Evropě sledovaným artiklem, většinou jsou zkoumány změny druhového spektra zpravidla v částech toků.

Disertace má za cíl popsat a vyhodnotit povodňové ztráty na rybních obsádkách ve vybraných rybnících a zhodnotit úlovky ryb na přehradách Vltavské kaskády se zřetelem k roku 2002 a jiných povodňových let (rok 2006).

Pro splnění výše uvedeného cíle jsou stanoveny následující dílčí komponenty:

1. Získání teoretických poznatků zabývajících se extrémními průtoky, povodněmi, ztrátami na obsádkách, případně chováním ryb za zvýšených průtoků (Literární rešerše);
2. Sebrání podkladů týkajících se ztrát na rybních obsádkách (respektive ztráty pro jednotlivé rybníky), sebrání údajů o statistických úlovcích a sledované

- morfologické parametry pro determinaci a popis sumečka černého (Materiál a metodika řešení);
3. Výpočet ztrát na jednotlivých rybnících (Výsledky);
 4. Zpracování statistik úlovků na údolních nádržích se zřetelem k povodňovým situacím (Výsledky);
 5. Určení morfologie sumečka černého a její analýza (Výsledky);
 6. Porovnání zjištěných ztrát na rybách v rybníčních akvakulturách, shrnutí poznatků vlivu extrémních povodní na ichtyofaunu volných vod ze statistických údajů o úlovcích a přehled základních determinačních znaků sumečka černého vhodných pro odlišení od sumečka amerického (Závěr).

4 Materiál a metodika řešení

4.1 Metodika pro výpočet ztrát na rybních obsádkách

Pro výpočet škod na rybních obsádkách (pro rok 2002) se vychází z protokolů o zjištěných škodách způsobených povodněmi, které jsou součástí příloh Metodiky pro výpočet škod způsobených úbytkem rybí obsádky v rybnících v důsledku povodní pomocí kontrolních odlovů ([Hartvich Vácha Flajšhans 2002](#)), kterou vydalo Ministerstvo zemědělství České republiky. Tyto údaje v protokolech by měly být čerpány z násadových knih, komorových knih a produkčních karet rybníků. Pro doplnění byly další dílčí informace získány od rybářského subjektu. Potřebnými údaji pro výpočet ztrát jsou skutečná obsádka rybníka, normativy ukazatelů při plánování obsádek pro nasazování a výlovy rybníků, ceny pro chované ryby a jejich věkové kategorie.

Metodický postup pro stanovení ztrát u rybníků s úplným výlovem na podzim:

1. Počet kusů obsádky – normativní ztráty v % přes vegetační období – odlovené kusy = upravený počet kusů
2. Upravený počet kusů x průměrná normativní kusová hmotnost pro věkové kategorie = hmotnost ryb předpokládaného výlovu
3. Hmotnost ryb předpokládaného výlovu – hmotnost ryb skutečného výlovu = hmotnost pro výpočet ztrát
4. Vyjádření rozdílu hmotnosti x cena = náhrada od MZe ČR.

Druhou metodu pro výpočet lze provést bez zahrnutí normativních ztrát viz [Hartvich Vácha Flajšhans \(2002\)](#), [Urbánek \(2005\)](#).

Postup stanovení ztrát u nelovených rybníků uvádí metodika MZe ČR pro výpočet škod způsobených úbytkem rybí obsádky v rybnících v důsledku povodní pomocí kontrolních odlovů ([Hartvich Vácha Flajšhans 2002](#)).

Pro porovnání ztrát byl použit program Statistica Cz (obecné lineární modely – hierarchická ANOVA se 3 možnými způsoby hodnocení v závislosti na hierarchickém schématu – viz výsledky).

4.2 Metodika pro zhodnocení úrovní hladin rybníků Janovského potoka za extrémní povodně – modelová situace

Pro výpočty jsou použita vektorová data databáze DIBAVOD (digitální báze vodohospodářských dat). Základní odtok je zjištěn podle dlouhodobých průměrů základního odtoku v ČR (1971 – 1990) pro jižní část Třeboňské pánve.

Hydrologické skupiny půd jsou zpracovány dle BPEJ¹² (pro zemědělské půdy, poskytl VÚMOP¹³, v.v.i.), pro nezemědělskou půdu je použita databáze ESDB¹⁴. Údaje o využití území jsou získány z databáze Corine Land Cover 2006 poskytnuté agenturou CENIA.

Poměry povodí rybníční kaskády Janovka (povodí Janovského potoka) shrnuje **tabulka 4-1** – povodí IV. řádu č. 1-06-02-049. Rybničnatost povodí byla spočtena dle DMT¹⁵ na 20,38 % (pro výpočet jsou použity rozlohy všech vodních ploch uvedených v databázi DIBAVOD (tedy včetně malých bočních rybníků a sádek), jejichž součet podle této databáze tvoří 0,863 km²)).

Data pro dotčené rybníky (Žárský, Kachní, Hávnerův, Horní Karolínský, Velebil, Podoborský a Pytlák) poskytlo Rybářství Nové Hrady s.r.o., některé chybějící údaje dalších rybníků nezbytné pro modelaci jsou určeny na základě DMT a DIBAVOD (rybníky Hlinitý, Žofínský, Langval, Dolní Karolínský, Baštovec a Oborský). Ostatní malé rybníky nejsou v příkladu modelace uvažovány.

Tabulka 4-1 Základní charakteristiky povodí Janovského potoka

Základní charakteristiky povodí Janovského potoka	
Plocha povodí	4,235 km ²
Průměrný sklon	2,23°
Maximální délka odtoku	5,54 km
Průměrná hodnota čísel odtokových křivek (CN)	80
Potenciální retence vyjádřená pomocí CN	63,5 mm
Doba koncentrace vyjádřená pomocí CN	3,7 h
Doba zpoždění vyjádřená pomocí CN	2,2 h
Základní odtok	0,004 m ³ /s/km ²

¹² viz seznam zkratk

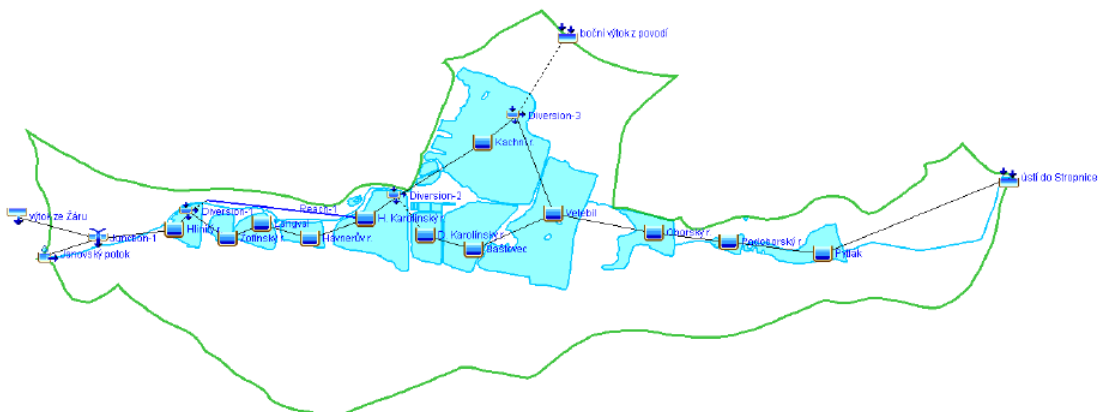
¹³ viz seznam zkratk

¹⁴ European Soil Database (The European Soil Database distribution version 2.0, European Commission and the European Soil Bureau Network, CD-ROM, EUR 19945 EN, 2004)

¹⁵ viz seznam zkratk

V příkladu modelace je sledována odezva reakce hladin rybníků při extrémní jednodenní srážce s dobou opakování 100 let. Jsou použity hodnoty návrhových srážek pro stanici Nové Hradky u Českých Budějovic (Šamaj et al. 1985, online). Pro vyjádření hodinových intenzit srážek bude použit návrhový hyetogram (Řezáčová et al. 2005) s rozložením denního srážkového úhrnu do osmi hodin. Pro zjednodušení je použita jen jedna časová řada srážek pro danou extremitu, čímž bude předpokládáno prostorově homogenní rozdělení návrhové srážky na celém povodí. Do modelace není zahrnuta evapotranspirace (stejně jako tání a sněhová pokrývka), což je vzhledem k nástinu tohoto simulačního příkladu a vzhledem ke krátkodobé extrémní události přijatelné zjednodušení.

Pro samotné modelování bylo vytvořeno schéma kaskády rybníků v modelu HEC-HMS viz obrázek 4-1.



Obrázek 4-1 Schéma povodí v modelu HEC-HMS

V povodí jsou tři místa, ze kterých se voda rozchází dvěma směry (jeden proud je rozdělen do dvou). Tato místa jsou v modelu reprezentována jako Diversion-1, Diversion-2 a Diversion-3 a je předpokládáno, že se rozdělují stejným dílem.

Hodnoceny jsou reakce hladiny vody v rybnících během extrémní srážky s dobou opakování 100 let, časový krok výpočtu modelu byl nastaven na 15 minut).

Pro modelaci je předpokladem stálý přítok z rybníka Žár o velikosti $2,232 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (~ max. kapacita odběrného objektu z rybníka Žár pro Janovskou soustavu).

4.3 Materiál a metodika pro zhodnocení statistických úlovků na nádržích Vltavské kaskády (statistické hodnocení)

- VD Lipno** – je vodní dílo vybudované na řece Vltavě v letech 1952–1959. Spolu s vodním dílem Kořensko jsou nejnovějšími stupni Vltavské kaskády. Lipno má vodní plochu o velikosti 4 870 ha. Délka vzdutí je 42 km. Objem nádrže je 309,5 mil. m³. Max. hloubka je u hráze 25 m, průměrná hloubka je 6,5 m.
- VD Hněvkovice** – budování 1980 – 2010. Spolu s nádrží Kořensko jsou nejnovějšími stupni Vltavské kaskády.
- VD Kořensko** – bylo budováno na řece Vltavě od 80. let 20. století, vlastní betonová část v roce 1986 – 1991 souběžně s vodním dílem Hněvkovice, se kterým tvoří soustavu vodních děl určených k potřebám jaderné elektrárny Temelín.
- VD Orlík** – je součástí Vltavské kaskády v jižních a středních Čechách. Orlík byl vybudován v letech 1954 – 1961. Nádrž má své problémy vlivem velké hloubky a znečištěné vody přiváděné Vltavou, je však úživnější než předchozí ([Pohunek et al. 1972](#)).
- VD Kamýk** – je přehradní nádrž na řece Vltavě u obce Kamýk nad Vltavou v okrese Příbram. Přehrada byla postavena jako součást tzv. Vltavské kaskády v letech 1957 – 1962, pro vyrovnání kolísavého odtoku ze špičkové elektrárny Orlík. Dostává však studenou a méně prokysličenou vodu ze dna nádrže Orlické ([Pohunek et al. 1972](#)).
- VD Slapy** – Přehrada byla postavena jako součást tzv. Vltavské kaskády v letech 1949–1955. Horní vrstvy se více prohřívají ([Pohunek et al. 1972](#)).
- VD Štěchovice** – bylo postaveno v letech 1938 – 1944 jako druhá část Vltavské kaskády a je pro ryby méně příznivá, neboť vyplňuje úzké stinné údolí a nemá možnost se dostatečně prokysličit ([Pohunek et al. 1972](#)).
- VD Vrané** – bylo postaveno v letech 1930 – 1936 jako první část Vltavské kaskády. Hlavním účelem je regulace odtoku Vltavské kaskády. Oproti Štěchovicím je nádrž pro ryby příznivější, neboť do vtéká prohřátá a prokysličená voda Sázavy ([Pohunek et al. 1972](#)).

Využitím rybářských statistik o úlovcích rybářů se v některých svých pracích zabývají [Hampl Pivnička a Jankovský \(2009\)](#) a [Jankovský \(2009\)](#), především roli

masivního lovu kapra. V posledních letech je rovněž věnována pozornost rybářským preferencím, respektive chování rybářů (např. Jankovský et. al. 2011).

Výjimečné postavení v úlovcích sportovních rybářů zaujímá kapr obecný (Draštík Kubečka Šovčík 2005), přičemž autoři uvádí, že u jimi sledovaných nádrží (Vltavská kaskáda a další) tvoří v průměru více jak 60 % úlovku a korelace násad a úlovků je velmi pozitivní. Křivanec Kubečka (1990) píše, že tato data nelze přeceňovat, lze z nich vycházet jako ze solidního zdroje zatíženého v podstatě stálou chybou. Draštík Kubečka a Šovčík (2005) uvádějí, že přestože vyhodnocení rybářských úlovků nemůže dát tak přesné a spolehlivé výsledky jako samotný ichtyologický průzkum, jsou i tak statistiky o úlovcích cenným zdrojem informací o rybí obsádce v nádržích a bývají využívány pro rybářské obhospodařování u nás (Pivnička Rybář 2001 in Draštík Kubečka a Šovčík 2005).

Poznatků o vlivu extrémních povodní na úlovky v ichtyofauně volných vod, respektive vlivu povodní na úlovky sportovních rybářů přesto není mnoho. V práci bude použit stejný postup hodnocení a provedení statistických analýz jako zhodnocení statistických úlovků pro povodňový rok 2002 (Rutkayová 2006). Pro výpočet bude nutné optimalizovat metodiku pro stanovení let (ne)povodňových, respektive roky před a po povodních („před“ a „po“) vzhledem k současnosti výskytu povodní.

Základní data na výše uvedených nádržích o násadách a úlovcích budou shromážděna za jednotlivé roky dle dostupnosti, a to z komplexních rozborů hospodaření, evidenčních listů rybářských revírů a výkazů o úlovcích (aj. tabulky o zarybnění a sumáře) z několika nádrží.

Pro statistické vyhodnocení celkových úlovků v letech „před“ a „po“ povodni v roce 2002 a 2006, je použita Statistika Cz (t-testy, obecné lineární modely – hierarchická ANOVA).

4.4 Materiál a metodika pro zhodnocení statistických úlovků na nádržích Vltavské kaskády a vybraných rybářských revírů (mnohorozměrná analýza dat programem Canoco)

Pro zjištění výše úlovků v letech „před“ a „po“, zahrnující současně vlivy všech proměnných, tj. samotné druhy ryb, nádrže Vltavské kaskády i údaje o počtu lovicích,

úspěšně lovicích rybářů a i údaje o jejich docházce, bylo použito multivariační zhodnocení úlovků programem Canoco (metoda RDA, použit split-plot design).

Pro hodnocení úlovků z nádrží byla aplikována datová řada z let 1999 – 2008 a byla hodnocena abundance i biomasa s kaprem obecným a bez kapra.

Pro možnost zařazení a zkoumání i říčních rybářských revírů byla datová řada připravena z let 2004 – 2008. Tyto analýzy tak zachycují pouze jednu povodňovou událost z roku 2006.

Seznam použitých zkratk:

Nádrže – Lip: Lipno, Hne: Hněvkovice, Kor: Kořensko, Orl: Orlík, Sla: Slapy, Kam: Kamýk, Ste: Štěchovice, Vra: Vrané.

Vybrané říční revíry (zahrnuty 4 revíry pstruhové a 4 mimopstruhové): mal1: Malše 1 (MP), ot2: Otava 2 (MP), vl33mp: Vltava 33 (MP), vl23mp: Vltava 23 (MP), vl25: Vltava 25 (P), blv7: Blanice vodňanská 7 (P), vl33p: Vltava 33 (P), st3p: Stropnice 3 (P).

4.5 Materiál a metodika pro morfologickou charakteristiku sumečka černého (*Ameiurus melas*)

Pro výzkum morfologické charakteristiky bylo užito 83 jedinců ryb rodu *Ameiurus* (53 *A. melas* a 30 *A. nebulosus*) dle možností a dostupnosti jejich odchyty v roce 2008. Pro následující lokality jsou užity zkratky, kde první dvě písmena odrážejí název lokality a třetí písmeno odchytený druh, tj. „A“ = sumeček černý a „I“ = sumeček americký.

Lokality:

» Česká republika: povodí Labe

1. řeka Lužnice v lokalitě Lomnice, Nadějská soustava – GPS loc: 49°7'N, 14°44'E (zkratky lokalit TVA, TLA)
2. Tábor – GPS loc: 49°27'N, 14°37'E (TMA)
3. Přelouč, Buňkov – GPS loc: 50°2'N, 15°33'E (PBI, PKI)
4. Labe – GPS loc: 50°15'N, 14°32'E (LVI)

» Slovenská republika: povodí Dunaje

1. řeka Latorica – GPS loc: 48°28'N, 21°58'E (SKA).

Ryby nebyly před měřením nakonzervovány (Anderson Neumann 1996) a byly bezprostředně zváženy (váhy Kern s přesností $\pm 0,1g$) a morfometrické charakteristiky změřeny s digitálním posuvným měřítkem s přesností 0,01 mm.

Plastické znaky byly převážně měřeny dle standardních metody pro *Ictaluridae* (Holčík 1998).

Pro splnění stanoveného cíle bylo vybráno a měřeno 34 externích a interních parametrů (včetně váhy jater – hepar (Hep) dle metodologie Baruše a Olivy (1995) a Holčíka (1998).

Seznam použitých zkratk:

N: počet analyzovaných jedinců, m: váha, LT: longitudo totalis = celková délka těla, LS: longitudo corporis = standardní délka těla, DINTOC: distantia interocularis = mezioční vzdálenost, LPRD: distantia praedorsalis (antedorsalis) = předhřbetní vzdálenost, LPRV: distantia praeventralis = předbřišní vzdálenost, LPRP: distantia praepectoralis = předprsň vzdálenost, DINT: distantia inter (distantia pinnae pectoralis et ventralis) = P-V vzdálenost mezi bázemi prsní a břišní ploutve, DV-A: distantia pinnae ventralis et analis = V-A vzdálenost mezi bázemi prsní a řitní ploutve, DA-C: distantia pinnae analis et caudalis = A-C vzdálenost mezi bázemi řitní a ocasní ploutve, LA: longitudo analis = délka řitní ploutve (báze), AA: altitudo pinnae analis = výška řitní ploutve (nejdelší paprsek), LH: longitudo capitis = délka hlavy, LIU: liu = od místa spojení žaberních víček až k bázi prsní ploutve, DPD: distantia postdorsalis = vzdálenost mezi hřbetní a ocasní ploutví, LD: longitudo pinnae dorsalis = délka hřbetní ploutve (báze), DD-Ad: distantia pinnae dorsalis et adipose (distantia D-Ad) = D-Ad vzdálenost mezi hřbetní ploutví a tukovou ploutvičkou, LAd: longitudo adipose = délka tukové ploutvičky (báze), DAd-C: distantia pinnae adipose et caudalis (distantia Ad-C) = Ad-C vzdálenost mezi tukovou ploutvičkou a ocasní ploutví, DIOC: diameter oculi = průměr oka (orbital diameter), LPRO: distantia praeorbitalis = předoční vzdálenost, LPC: longitudo pedunculi caudae = délka ocasního násadce, LPRa: distantia praeanalis = předřitní vzdálenost, S: distantia praeorbitalis II = délka rypecte. Délka a šířka pektorálních trnů nebyla zkoumána. RD: radii dorsalis = paprsky hřbetní ploutve (1. paprsek - trn tvrdý); RP: radii pectoralis = paprsky prsní ploutve (1. pektorální trn); RV: radii ventralis = paprsky břišní ploutve; RA: radii analis = paprsky řitní ploutve; RC: radii caudalis = paprsky ocasní ploutve; SB: spinae branchiales = počet žaberních tyčinek.

Detailnější popis materiálu a metodiky je uveden v Rutkayová et al. (2012).

5 Výsledky

5.1 Vliv extrémních povodní na rybníční akvakultury

V roce 2002 došlo dle záznamů k rybím ztrátám na 77 rybnících Rybářství Nové Hradky. Průměrné procentické ztráty pro kapra byly v rozmezí 30 – 54 %, dle věkové kategorie. Další procentické ztráty v tomto roce jsou uvedeny dále (viz **tabulka 5-1** a **obrázek 5-1**).

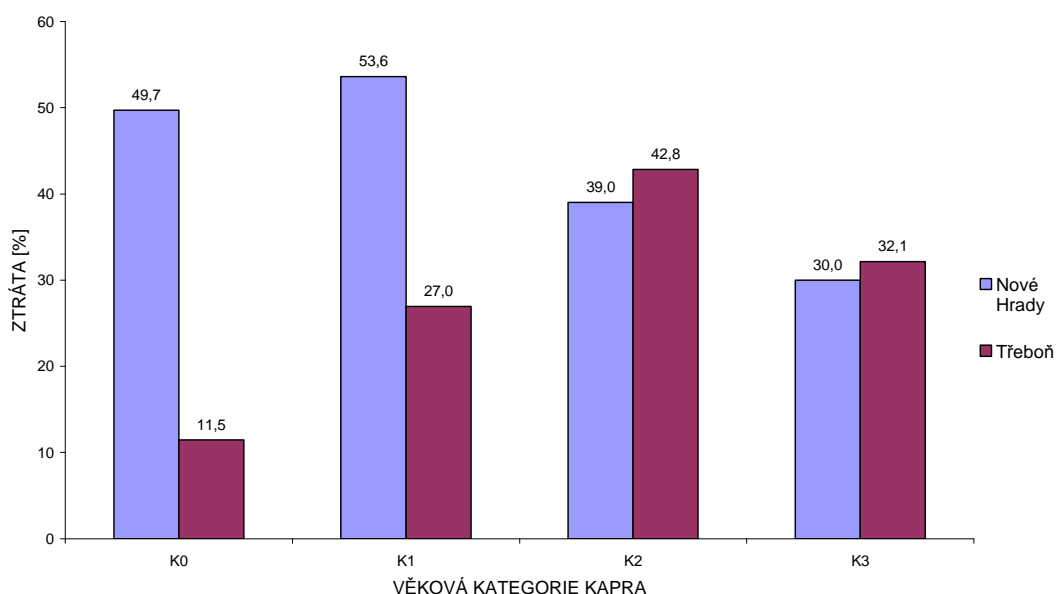
Průměrné procento poškození společně pro věkové kategorie bylo u Ab (respektive pouze u Ab₀) 38,5 %, u K 40,5 % u L 20 %.

V roce 2006 je ztráta vyčíslena pouze na 17 rybnících ve finanční výši cca 775 000,- Kč. Zde průměrné procento poškození společně pro věkové kategorie bylo u Ab 80 %, u K 55,6 %, u Š (2 poškozené rybníky – kategorie Š₁ a Š_r) 60 %, u Ca₁ a L₂ (pouze po 1 případě) 30 % .

Výpočet průměrných procentických ztrát jednotlivých druhů a kategorií v Rybářství Nové Hradky za rok 2002 zhodnocuje **tabulka 5-1** níže. Uvedené ztráty byly vypočteny na základě protokolu, který byl ale samotným rybářským subjektem upraven do vlastní podoby a výpočet tedy není naprosto totožný jako tomu bylo u Rybářství Třeboň, a proto nelze nahlížet na ztráty naprosto striktně. Rovněž dané druhy a kategorie postižené povodní se u obou rybářských subjektů, vyjma kapra, značně liší (vypočtené ztráty pro Rybářství Třeboň lze nalézt v [Rutkayová 2006](#)). Procentické ztráty dotčených věkových kategorií kapra na sledovaných Rybářstvích (Nové Hradky a Třeboň) v roce 2002 ilustruje **obrázek 5-1**.

Tabulka 5-1 Průměrné procentické ztráty u jednotlivých druhů a věkových kategorií ryb v roce 2002 na Rybářství Nové Hradky

Jednotlivé druhy a věkové kategorie	průměrné ztráty poškození v %	Jednotlivé druhy a věkové kategorie	průměrné ztráty poškození v %
K ₀	49,7	Ab ₀	38,5
K ₁	53,6	Běl	35,0
K ₂	39,0	Jesen zl.0	43,3
K ₃	30,0	Pe ₀	50,0
K _g	30,0	Š ₁	100,0
L ₀	30,0	L _g	10,0



Obrázek 5-1 Znárodnění průměrných ztrát u věkových kategorií kapra u rybářských subjektů Rybářství Nové Hrady a Třeboň v roce 2002.

Situace průměrných procentických ztrát na Rybářství Třeboň deklaruje **tabulka 5-2**. V roce 2002 jsou tyto procentické ztráty pro souhrnně pro jednotlivé druhy následující: Ab 42,3 %, K 27,4 % a L 36,0 %, přičemž u Ab a L je procento dle jedné věkové kategorie (Ab₂ a L₂).

V roce 2006 je procentická výše ztrát u Ab 47,2 %, u K 57,7 % a L 53 % (pozn. Ab a L obdobně jako rok 2002).

Tabulka 5-2 Průměrné procentické ztráty u jednotlivých druhů a věkových kategorií ryb v roce 2002 a 2006 na Rybářství Třeboň

Druh;kateg.	Ab ₂	Ca ₂	K ₀	K ₁	K ₂	K ₂ ,K ₃	K ₃	L ₂	Su ₂	Š ₂	Tp ₂ (Tb ₂)
2002 Průměrná ztráta (%)	42,8	37,7	11,5	27,0	42,8	23,7	32,1	36,0	25,0	46,2	34,2
2006 Průměrná ztráta (%)	47,2	61,1	-	60,0	57,1	-	56,0	53,1	51,8	55,3	57,5

Pro další dokumentaci ztrát kapra v rybníčních akvakulturách bylo do výpočtů zařazeno několik dalších rybářských subjektů, které vykázaly ztrátu na rybách jak v roce 2002, tak i v roce 2006. Tyto průměrné procentické ztráty věkových kategorií kapra shrnuje **tabulka 5-3**.

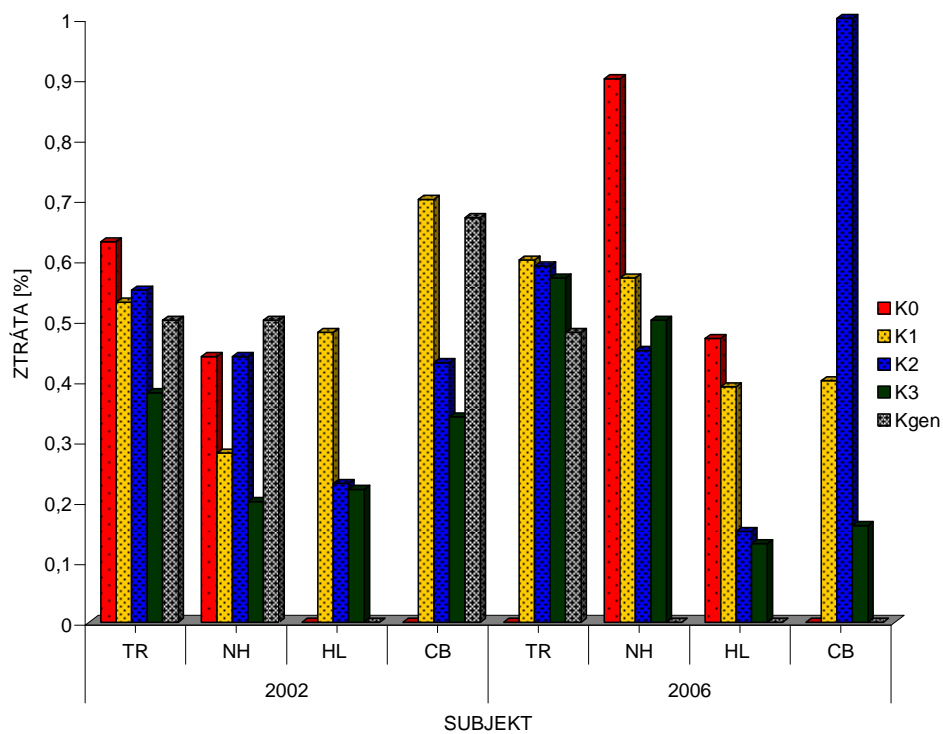
V roce 2002 došlo k největším ztrátám ze sledovaných subjektů na K₁ (70 %), v roce 2006 byly nejvyšší procentické ztráty na jiném rybářském subjektu na K₂ (tato

ztráta je však vypočtena jen z několika málo případů, stejně jako druhá následující ztráta na K_0 , jak uvádí tabulka 5-3 a obrázek 5-2).

Tabulka 5-3 Průměrné procentické ztráty u věkových kategorií kapra obecného pro rybářské subjekty Třeboň (TR), Nové Hrady (NH), Hluboká nad Vltavou (HL) a Lesy a rybníky města Českých Budějovic (CB) pro povodňové roky 2002 a 2006

Rok	2002				2006			
Subjekt	TR	NH	HL	CB	TR	NH	HL	CB
K_0	0,63	0,44	0	0	0	0,9 *	0,47	0
K_1	0,53	0,28	0,48	0,7	0,6	0,57 *	0,39	0,4
K_2	0,55	0,44	0,23	0,43	0,59	0,45 *	0,15	1*
K_3	0,38	0,2	0,22	0,34	0,57	0,5	0,13	0,16 *
K_{gen}	0,5 *	0,5 *	0	0,67	0,48	0	0	0

Pozn.: * uvádí N dotčených rybníků v počtu 1-3



Obrázek 5-2 Průměrné procentické ztráty věkových kategorií kapra na vybraných rybářských subjektech rozdělených do povodňových let 2002 a 2006.

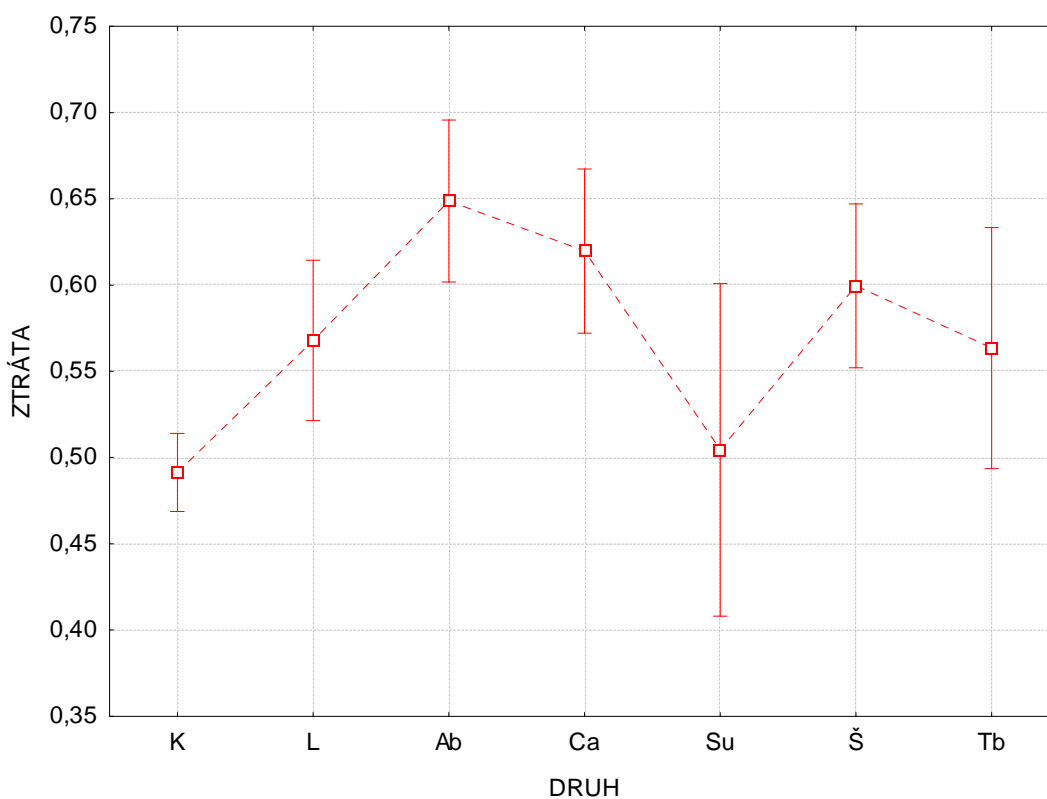
Pro souhrnné hodnocení procentických ztrát se nabízí 3 možná schémata zpracování výsledků:

- 1) subjekt je nezávislý stejně jako druh ryby a věková kategorie je druhu (rybě) podřízena;
- 2) subjekt je nezávislý, ryba je podřízena subjektu a věková kategorie druhu, tzn. že kapr např. z Hluboké je „něco“ jiného než kapr na Táborsku a zároveň jsou i podúrovně ryb dle věku;
- 3) druh a ryba jsou podřízeny subjektu.

Ad 1) subjekt je nezávislý faktor, stejně jako druh ryby (K, L, atd.) a věková kategorie je druhu (rybě) podřízena

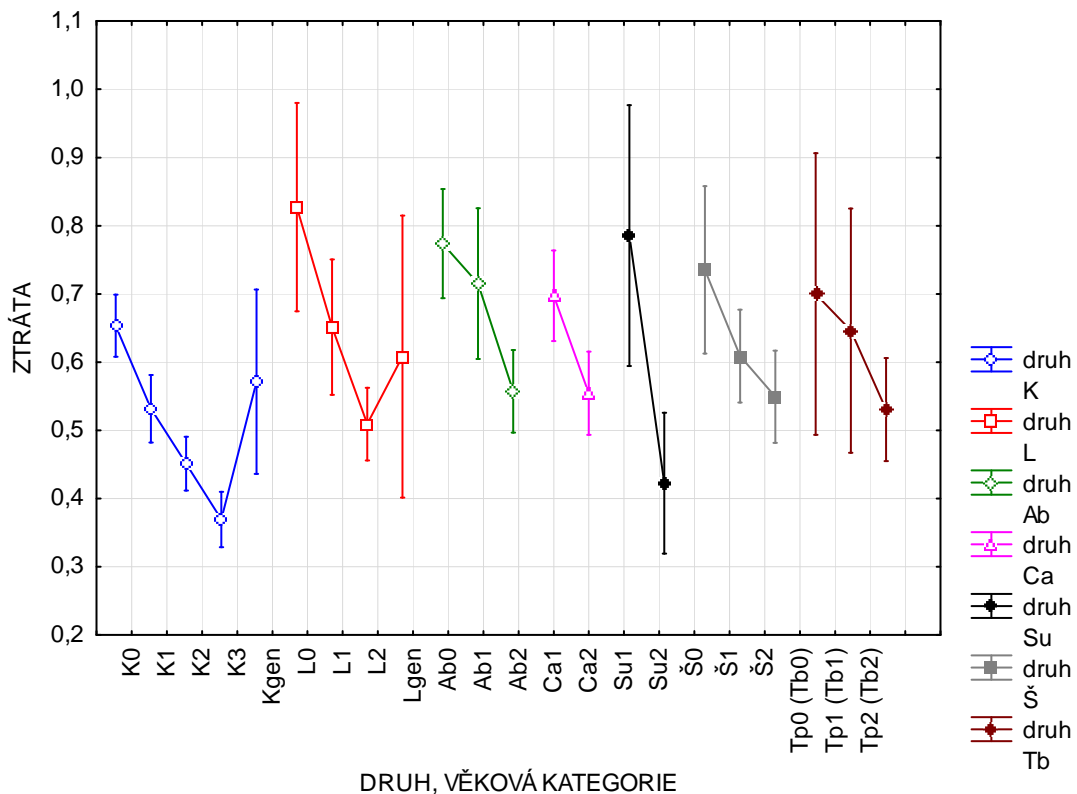
Procentické ztráty v případě, kdy je subjekt nezávislým faktorem, stejně jako druh ryb a současně je věková kategorie podřízena druhu, jsou v rozmezí 49 – 65 %.

Nejmenší ztráty vykazuje *Cyprinus carpio*, nejvyšší *Ctenopharyngodon idella*. Výsledky jsou přehledně zobrazeny na obrázku 5-3.



Obrázek 5-3 Procentické znázornění ztrát jednotlivých druhů ryb. Věková kategorie je podřízena druhu. Současný efekt: $F(6, 1164) = 9,4671$, $p = 0,00000$. Vertikální sloupce: 0,95 intervaly spolehlivosti.

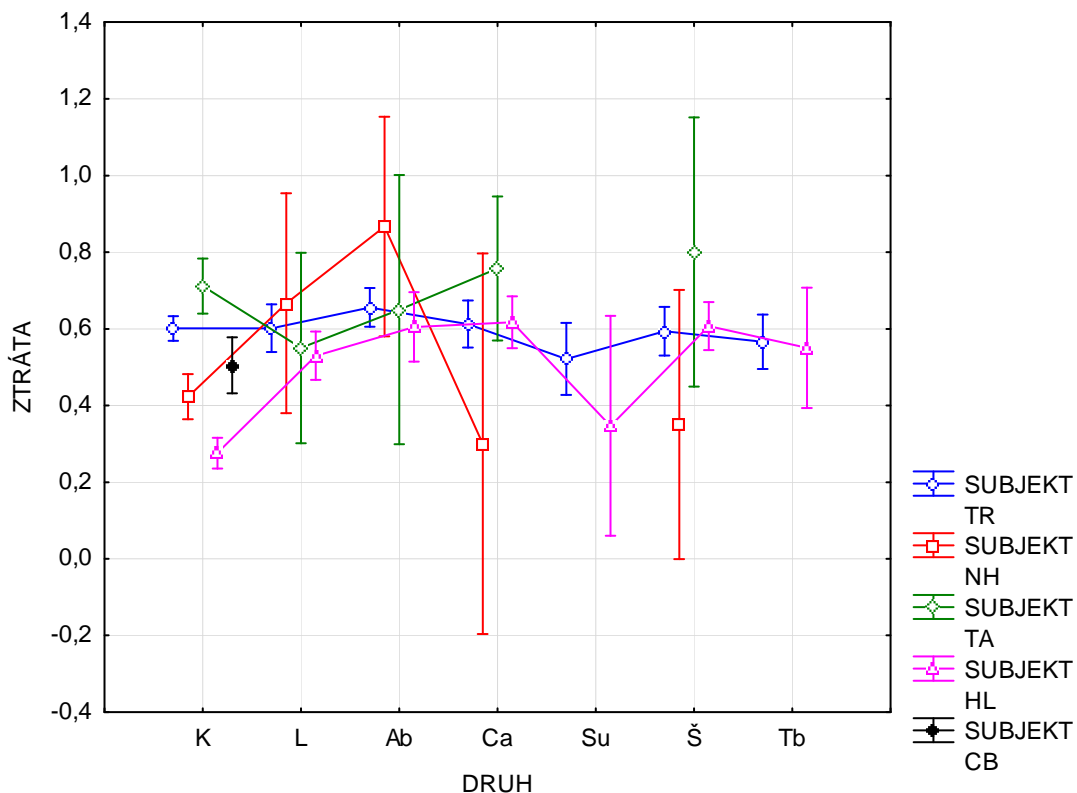
Mnohočetné souhrnné porovnání výše průměrných procentických ztrát u jednotlivých druhů ryb a jejich věkových kategorií z let 2002 a 2006 v případě extrémních povodní deklaruje (až na výjimky u generačních ryb), že s rostoucí věkovou kategorií se procentické ztráty způsobené vlivem povodní v rybníčních akvakulturách snižují, **obrázek 5-4**.



Obrázek 5-4 Hierarchické schéma výsledných ztrát - subjekt a druh nezávislé faktory a věková kategorie podřizena druhu. Současný efekt: $F(2, 1149) = , p = 0,0000$. Vertikály – 0,95 intervaly spolehlivosti.

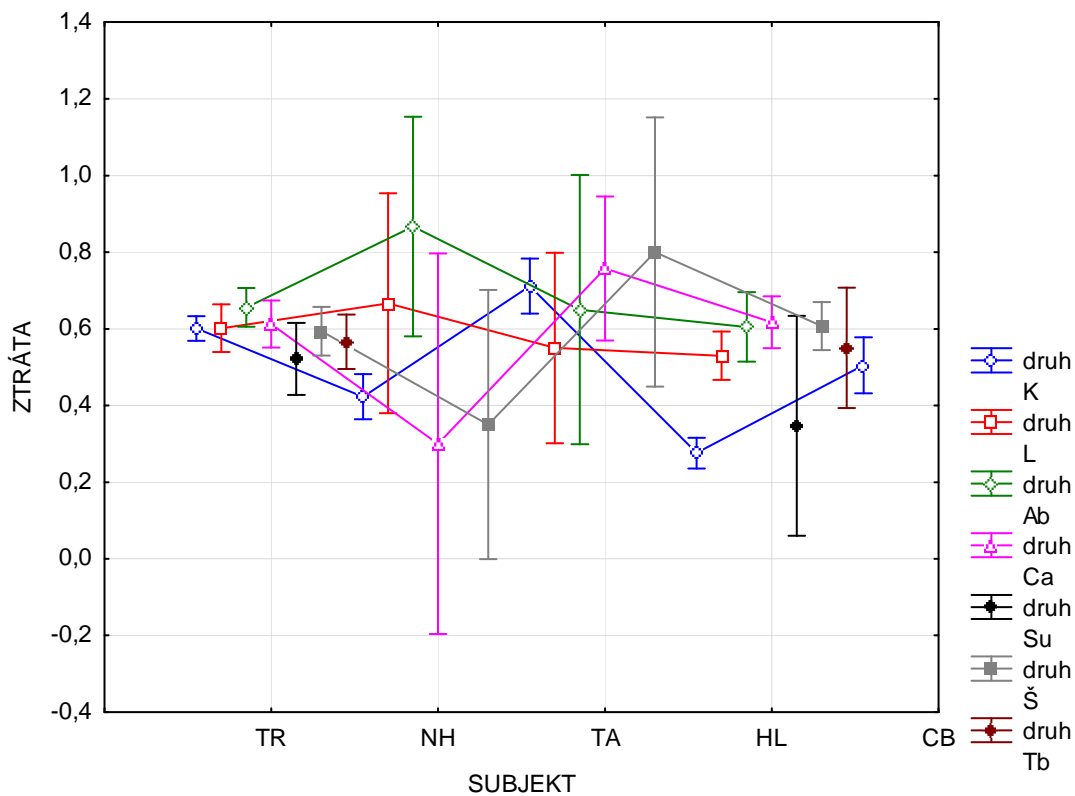
Ad 2) subjekt je nezávislý, ryba je podřizena subjektu a věková kategorie druhu a zároveň jsou i podúrovně ryb dle věkové kategorie

V druhém případě jsou ztráty v rozmezí cca 23 – 90 %. Nejnižší ztráty dosáhl *Sander lucioperca* v Rybníkářství Nové Hrady, nejvyšší ztráty však byly u shodného subjektu (NH) u druhu *Ctenopharyngodon idella*. Toto maximum dosáhlo hodnoty 87 %. „Nejvyrovnanější“ ztráty jednotlivých druhů zaznamenaly v tomto případě na Rybníkářství Třeboň (modrá linie na **obrázku 5-5**).



Obrázek 5-5 Hierarchické schéma výsledných ztrát - druh podřízen subjektu a věková kategorie podřízena druhu. Současný efekt: $F(18, 1146) = 11,803, p = 0,0000$. Vertikály – 0,95 intervaly spolehlivosti.

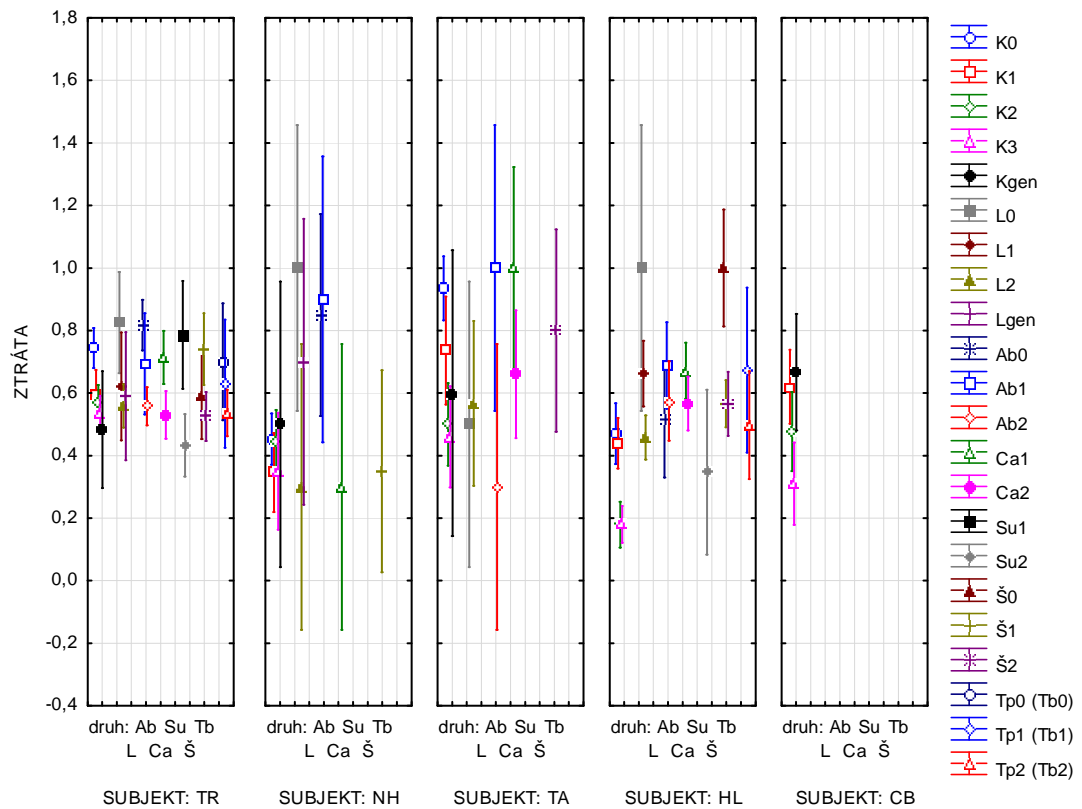
Ve shodném grafickém znázornění rybářských subjektů na ose x (viz obrázek 5-6), např. ztráty *Tinca tinca* nevykazují v tomto případě u jednotlivých rybářských subjektů tak velké rozdíly, jako je tomu například u *Esox lucius* nebo *Sander lucioperca*. Ztráty u *Cyprinus carpio* v tomto hodnocení jsou částečně srovnatelné na TR, TA a CB. NH a HL vykazují nižší ztráty kapra oproti dříve jmenovaným subjektům.



Obrázek 5-6 Hierarchické schéma výsledných ztrát - druh podřízen subjektu a věková kategorie podřízena druhu. Současný efekt: $F(18, 1146) = 11,803, p = 0,0000$. Vertikály – 0,95 intervaly spolehlivosti.

Ad 3) druh a věkové kategorie jsou podřízeny subjektu

V tomto případě je rozmezí ztrát u jednotlivých subjektů značné. Konkrétně TR: cca 44 – 83 %, NH: 30 – 100 %, TA: 30 – 100 %, HL: 18 – 100 %, ČB 31 – 68 %. Grafické znázornění uvedených ztrát znázorňuje **obrázek 5-7**.



Obrázek 5-7 Hierarchické schéma výsledných ztrát - druh a věková kategorie podřízeny subjektu. Současný efekt: $F(46, 1103) = 6,6545$, $p = 0,0000$. Vertikály – 0,95 intervaly spolehlivosti.

5.2 Změny úrovně hladin rybníků v povodí Janovského potoka při povodňových situacích – modelová situace

Modelování proběhlo pro dvě různé výchozí situace:

a) Úrovně hladiny jednotlivých rybníků byly na počátku simulace na normálu a současně odtékala voda všemi známými výpustmi. U rybníků, u nichž nejsou známy parametry výpustí, bylo předpokládáno, že voda přetéká přes přepadovou hranu požeráků, která byla nastavena na úroveň 30 cm pod úrovní předpokládané normální hladiny.

b) Objem Horního Karolínského rybníka byl zvětšen na dvojnásobek původního objemu za současného zachování parametrů výpustí i hráze, včetně úrovně počáteční hladiny, na kterou je rybník napuštěn při začátku simulace. Parametry ostatních rybníků zůstaly nezměněny.


Za výchozí situace a) došlo při modelované události k dosažení úrovně vrcholu hráze u šesti rybníků a u jednoho k jejímu překročení (viz **tabulka 5-4**).

Za výchozí situace b) došlo při modelované situaci k dosažení úrovně vrcholu hráze u čtyř rybníků a ani u jednoho k jejímu přelítí (**tabulka 5-4**).

Tabulka 5-4 Sledované veličiny jednotlivých rybníků při jednodenní srážce s dobou opakování 100 let

rybník	situace a)				situace b)			
	výška hráze (m n. m.)	nejvyšší dosažená hladina (m n.m.)	max. přítok (m ³ /s)	max. odtok (m ³ /s)	nejvyšší dosažená hladina (m n.m.)	max. přítok (m ³ /s)	max. odtok (m ³ /s)	
Hlinitý	496,1	496,1	6,3	6,3	496,1	6,3	6,3	
Žofínský	492,3	492,3	3,2	3,2	492,3	3,2	3,2	
Langval	490,4	489,9	3,2	1,9	489,9	3,2	1,9	
Hávnerův	487,0	487,0	1,9	1,9	487,0	1,9	1,9	
H. Karolínský	486,2	486,3	4,1	4,1	486,0	4,1	1,6	
Kachní	482,8	482,6	2,0	0,8	482,4	0,8	0,8	
D. Karolínský	484,4	484,4	2,0	1,6	483,9	0,8	0,7	
Baštovec	483,4	483,4	1,6	1,6	483,4	0,7	0,3	
Velebil	481,1	480,8	2,0	1,5	480,8	0,7	1,5	
Oborský	479,5	477,3	1,5	1,2	477,3	1,5	1,2	
Podoborský	475,6	475,6	1,2	1,2	475,6	1,2	1,2	
Pytlák	474,8	474,5	1,2	1,2	474,5	1,2	1,1	

 výška hladiny vystoupila na úroveň hráze

 výška hladiny překročila úroveň hráze a rybník přetekl

Nejistota vstupů a samotného modelu je popsána v kapitole Diskuze 6.2.

5.3 Vliv extrémních povodní na ichtyofaunu volných vod

5.3.1 Porovnání abundance celkových úlovků a násad na nádržích Vltavské kaskády

Porovnání celkových úlovků a násad Vltavské kaskády je vztaženo k povodňovým situacím v roce 2002 a 2006. Pro rovnoměrnější uspořádání datové řady byl rok 2004 ponechán jako povodňový respektive po-povodňový („ANO“), rok 2005 již nikoli („NE“).

Tabulka 5-5 a **tabulka 5-6** uvádí úlovky v daných letech u všech druhů ryb společně, **Tabulka 5-7** a **tabulka 5-8** popisují souhrnně průměrné nasazování rovněž pro všechny druhy ryb.

Přehledné grafické znázornění lze nalézt v přílohách (**příloha 14-5** až **příloha 14-8**).

Z výše uvedených tabulek a grafického znázornění plyne, že v případě úlovků ze všech dostupných let úlovky vzrostly na Hněvkovicích, Kamýku, Kořensku, Štěchovicích a Orlíku. Poklesly na Lipně, Slapech a Vraném. Pokud se data respektive roky vyrovnají¹⁶ (**tabulka 5-8**), pak se v (po)povodňových letech zvýšily úlovky na nádržích Hněvkovice, Kořensko, Lipno, Orlík (velmi málo) a Vraném. Naopak se snížily na nádržích Kamýk, Slapy a Štěchovice. Nádrže Lipno, Štěchovice a Vrané změnilы tedy svůj původní profil v opačný.

Situace s násadami vykazuje zvýšení u Hněvkovic, Kamýku, Kořenska, Lipna a také Orlíku. U nádrží Slapy, Štěchovice a Vrané je klesající charakter. Po upravení let se více ulovilo na Lipně, Hněvkovicích, Kořensku, Orlíku a Vraném. Klesající tendence byla zaznamenána na Kamýku, Slapech a Štěchovicích. Tedy pouze nádrž Kamýk změnila svůj profil.

Přesnější výsledky dává následující statistické vyhodnocení t-testů respektive testy průměrů vůči referenční konstantě (**tabulka 5-5** až **5-8**).

¹⁶ Vyrovnání časové řady (použitých let pro statistická zhodnocení) je zde použito z důvodu, aby pouze 6 ročníků nebylo povodňových a zbývající ročníky byly povodněmi nedotčené.

Tabulka 5-5 Statistické zhodnocení úlovků na nádržích Vltavské kaskády z let 1985 – 2008

Nádrž	Průměr	Sm.odch.	N	Sm.chyba	Referenční konstanta	t	SV	p	p-jednostranné	význ. rozdíl
Hněvkovice	937,083	3106,519	264	191,193	1141,470	-1,069	263	0,286	0,143	
Kamýk	133,979	583,624	96	59,566	479,750	-5,805	95	0,000	0,000	ano***
Kořensko	471,412	1216,698	216	82,786	701,230	-2,776	215	0,006	0,003	ano*
Lipno	3192,527	7632,616	336	416,393	2798,050	0,947	335	0,344	0,172	
Orlík	2218,080	6462,161	336	352,540	2688,600	-1,335	335	0,183	0,091	
Slapy	1518,977	3848,841	264	236,880	1460,170	0,248	263	0,804	0,402	
Štěchovice	69,402	263,625	264	16,225	93,690	-1,497	263	0,136	0,068	
Vrané	331,636	1087,676	264	66,942	261,460	1,048	263	0,295	0,148	

úlovky (ks)

$H_0 : \mu_{Ne} \geq \mu_{Ano}$ nezamítám nulovou hypotézu

$H_A : \mu_{Ne} < \mu_{Ano}$ prokázala se alternativní hypotéza

Tabulka 5-6 Statistické zhodnocení úlovků na nádržích Vltavské kaskády z let 2000 – 2008

upravené roky

Nádrž	Průměr	Sm.odch.	N	Sm.chyba	Referenční konstanta	t	SV	p	p-jednostranné	význ. rozdíl
Hněvkovice	1183,264	4158,064	72	490,033	1174,440	0,018	71	0,986	0,493	
Kamýk	155,375	667,764	72	78,697	552,470	-5,046	71	0,000	0,000	ano***
Kořensko	480,139	1289,054	72	151,916	714,400	-1,542	71	0,128	0,064	
Lipno	3546,681	8954,826	72	1055,336	2977,120	0,540	71	0,591	0,296	
Orlík	1945,750	5609,812	72	661,123	2713,870	-1,162	71	0,249	0,125	
Slapy	1597,847	4097,948	72	482,948	1537,350	0,125	71	0,901	0,450	
Štěchovice	120,819	411,155	72	48,455	100,540	0,419	71	0,677	0,338	
Vrané	307,083	1137,427	72	134,047	328,760	-0,162	71	0,872	0,436	

úlovky (ks)

$H_0 : \mu_{Ne} \geq \mu_{Ano}$ nezamítám nulovou hypotézu

$H_A : \mu_{Ne} < \mu_{Ano}$ prokázala se alternativní hypotéza

Tabulka 5-7 Statistické zhodnocení násad na nádržích Vltavské kaskády z let 1985 – 2008

Nádrž	Průměr	Sm.odch.	N	Sm.chyba	Referenční konstanta	t	SV	p	p-jednostranné	význ. rozdíl
Hněvkovice	2967,524	7352,758	246	468,795	6055,200	-6,586	245	0,000	0,000	ano***
Kamýk	2140,073	5193,848	96	530,095	2831,820	-1,305	95	0,195	0,098	
Kořensko	1788,448	3441,175	203	241,523	2077,010	-1,195	202	0,234	0,117	
Lipno	8915,353	36869,630	317	2070,805	65654,120	-27,399	316	0,000	0,000	ano***
Orlík	10830,146	45288,168	322	2523,811	15869,420	-1,997	321	0,047	0,023	ano*
Slapy	4336,269	10652,099	264	655,591	3870,890	0,710	263	0,478	0,239	
Štěchovice	438,398	1285,982	264	79,147	367,850	0,891	263	0,374	0,187	
Vrané	2619,481	5463,677	264	336,266	1612,970	2,993	263	0,003	0,002	ano*

násady ks

$H_0 : \mu_{Ne} \geq \mu_{Ano}$ nezamítám nulovou hypotézu

$H_A : \mu_{Ne} < \mu_{Ano}$ prokázala se alternativní hypotéza

Tabulka 5-8 Statistické zhodnocení násad na nádržích Vltavské kaskády z let 2000 – 2008

upravené roky

Nádrž	Průměr	Sm.odch.	N	Sm.chyba	Referenční konstanta	t	SV	p	p-jednostranné	význ. rozdíl
Hněvkovice	4303,722	9226,407	54	1255,555	5361,700	-0,843	53	0,403	0,202	
Kamýk	2295,653	5672,878	72	668,555	2632,890	-0,504	71	0,616	0,308	
Kořensko	1609,288	2223,361	59	289,457	1904,310	-1,019	58	0,312	0,156	
Lipno	14363,811	33224,087	53	4563,679	53530,220	-8,582	52	0,000	0,000	ano***
Orlík	14343,190	27806,107	58	3651,121	14527,790	-0,051	57	0,960	0,480	
Slapy	4167,153	11588,812	72	1365,755	3816,270	0,257	71	0,798	0,399	
Štěchovice	608,194	1608,535	72	189,568	388,830	1,157	71	0,251	0,126	
Vrané	1709,958	4487,942	72	528,909	2014,980	-0,577	71	0,566	0,283	

násady ks

$H_0 : \mu_{Ne} \geq \mu_{Ano}$ nezamítám nulovou hypotézu

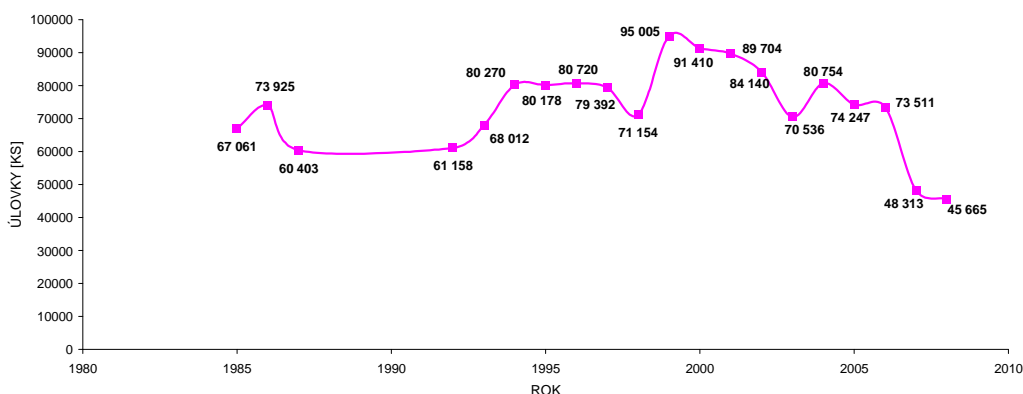
$H_A : \mu_{Ne} < \mu_{Ano}$ prokázala se alternativní hypotéza

Z **tabulky 5-5** o statistických úlovcích je zřejmé prokazatelné zvýšení úlovků u dvou nádrží, Kořenska a Kamýku. Ovšem po omezení let (2000 – 2008, **tabulka 5-6**) pro výpočet bylo na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ prokazatelné zvýšení úlovků pouze u jedné, a to Kamýku.

Statisticky významný rozdíl na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ u násad je v letech 1985 – 2008 u nádrží Hněvkovice, Lipno, Orlík a Vrané. Naproti tomu po modifikaci let je tomu tak pouze u jediné nádrže Lipno. U ostatních nádrží není statisticky významný rozdíl v nasazování v letech „před“ a „po“ povodněmi na hladině významnosti $\alpha = 0,05$.

Statisticky významný rozdíl v nasazování na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ u nádrží Hněvkovice, Lipno, Orlík a Vrané v letech před a po (povodňových) (u modifikovaných dat u nádrže Lipno) alespoň i tak částečně posilují výsledky o zvýšených úlovcích u nádrží Hněvkovice, Lipna a Orlíku jak naznačují vyšší referenční konstanty oproti průměru z let nepovodňových.

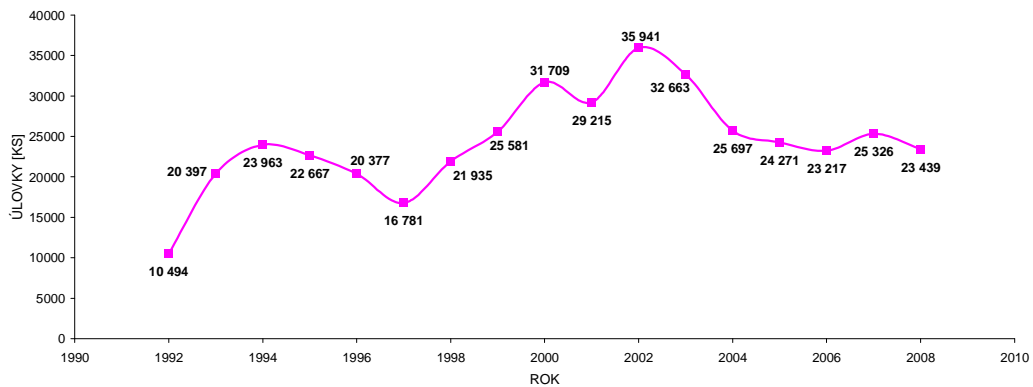
Grafické znázornění vývoje všech úlovků na jednotlivých údolních nádržích demonstrují **obrázek 5-8 – 5-15**. Informují o různorodém vývoji celkových úlovků ve sledované datové sadě na jednotlivých nádržích Vltavské kaskády. Například na nádrži Lipno se ukazuje, že v posledních dvou letech je celkový počet úlovků nejnižší ze všech sledovaných let. Tento heterogenní vývoj nastiňují i grafy o složení celkových úlovků (**obrázek 5-16 – obrázek 5-23**, viz dále).



Obrázek 5-8 Vývoj celkových úlovků v kusech na ÚN Lipno v letech 1985 – 2008

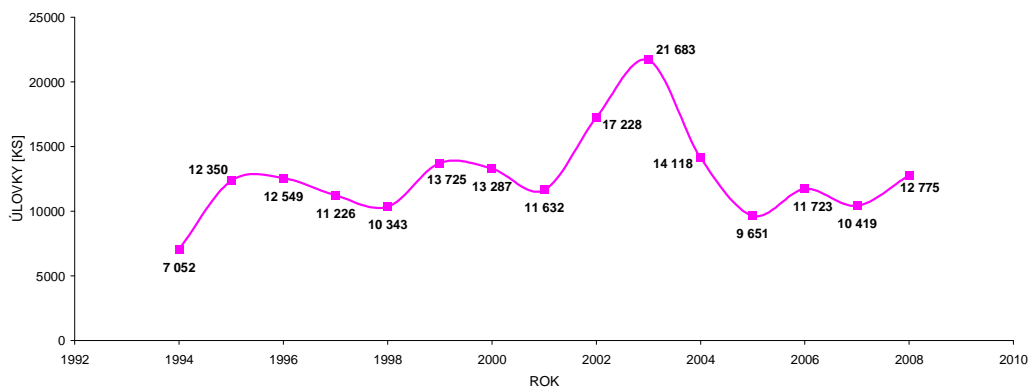
Výše celkových úlovků na nádrži Hněvkovice má do roku 2002 (zaznamenáno maximum úlovků) vyjma třech let (1996, 1997 a 2001) vzestupnou tendenci. V letech

následujících je trend opačný a úlovky se dostávají na obdobnou úroveň roku 1999 (viz obrázek 5-9).



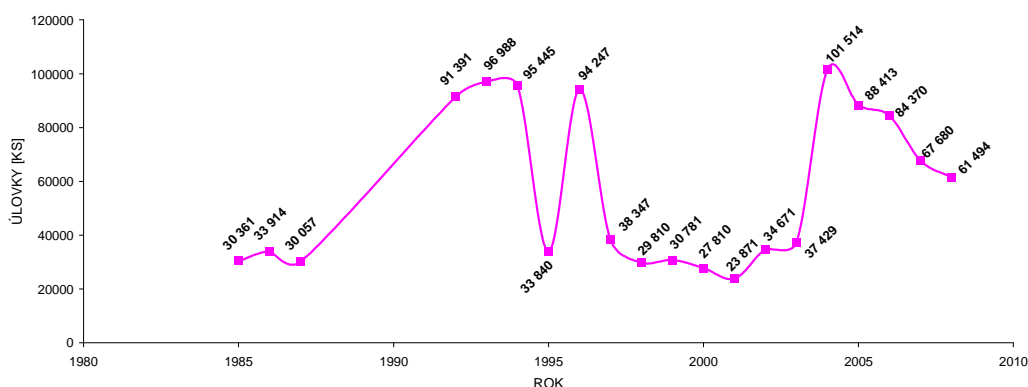
Obrázek 5-9 Vývoj celkových úlovků v kusech na ÚN Hněvkovice v letech 1992 – 2008

Nádrž Kořensko na své maximum úlovků dosáhla o rok později, než tomu bylo u nádrže Hněvkovice, s počtem 21 683 ks ulovených ryb. **Obrázek 5-10** ukazuje, jak po roce 2003 množství úlovků značně pokleslo.



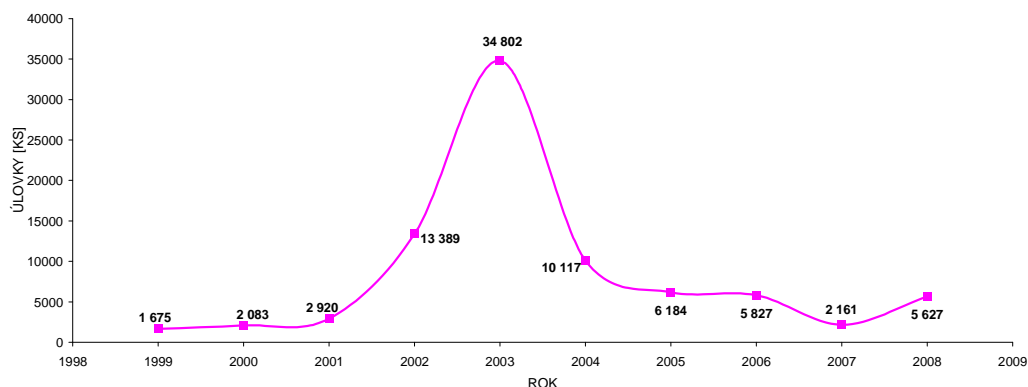
Obrázek 5-10 Vývoj celkových úlovků v kusech na ÚN Kořensko v letech 1994 – 2008

Nádrž Orlík vykazuje od počátku sledovaného období v úlovcích 3 píky s počtem 96 998 ks, 94 247 ks a 101 514 ks ulovených ryb – **obrázek 5-11**. Tyto maxima nebyla dosažena v roce 2002 ani 2006 ani v roce po nich následujících.



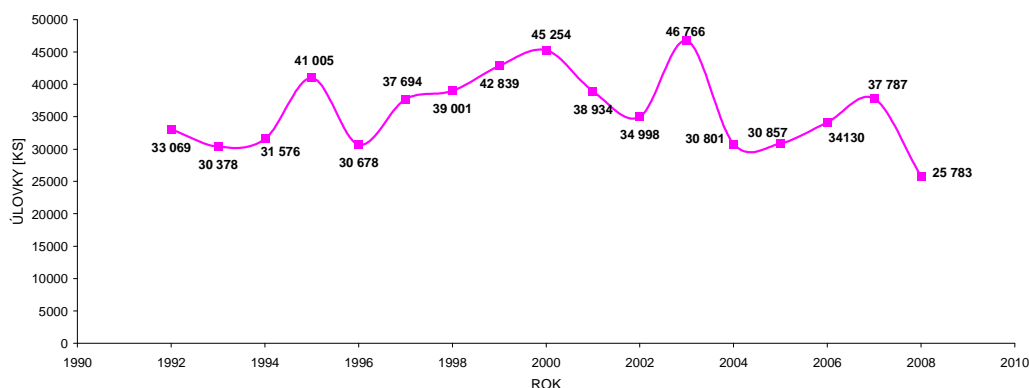
Obrázek 5-11 Vývoj celkových úlovků v kusech na ÚN Orlik v letech 1985 – 2008

Maxima úlovků na nádrži Kamýk bylo jednoznačně dosaženo v roce 2003 s množstvím 34 802 ks ulovených ryb (obrázek 5-12). Nárůst je však zřejmý již i v roce předešlém. V ostatních letech nedosáhla výše úlovků ani na polovinu uvedeného maxima.



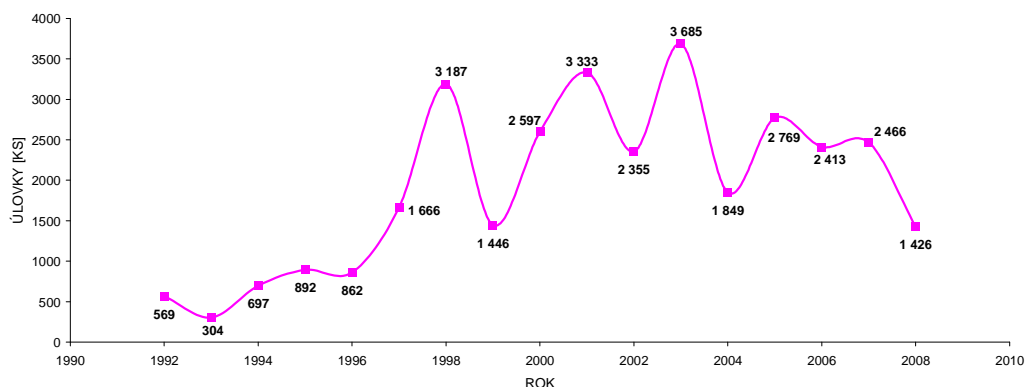
Obrázek 5-12 Vývoj celkových úlovků v kusech na ÚN Kamýk v letech 1999 – 2008

Počet celkových úlovků na Slapech se pohybuje v rozmezí 25 783 ks – 46 766 ks ryb. Horní hranice úlovků byla zaznamenána v roce 2003 (obrázek 5-13). Dolní hranice nebyla překvapivě zaregistrována v počátcích sledovaného období (jako např. u nádrží Hněvkovice, Kořensko, Kamýk), ale v roce 2008.



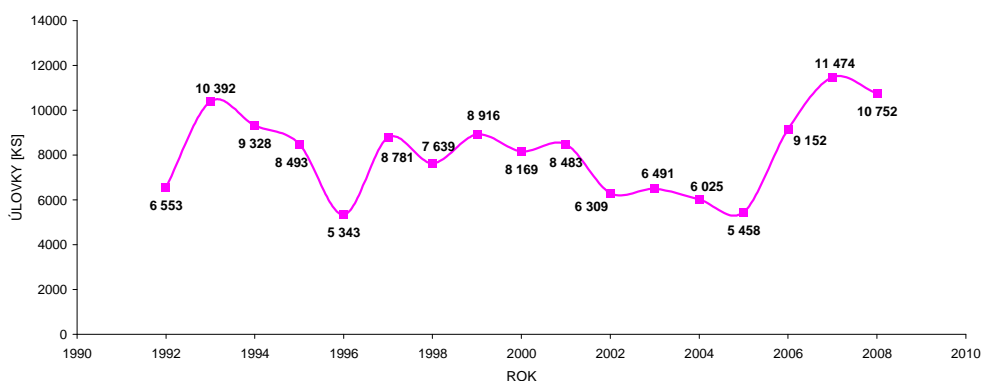
Obrázek 5-13 Vývoj celkových úlovků v kusech na ÚN Slapy v letech 1992 – 2008

Horní hranice úlovků na nádrži Štěchovice (**obrázek 5-14**) dosáhli lovící rybáři stejně jako u nádrží Kořensko, Kamýk a Slapy v roce 2003. V tomto roce zde bylo uloveno 3 685 ks ryb. V následujících pěti letech nebylo již uloveno ani jednou přes 3 000 ks ryb. Tento počet úlovků byl překročen ještě v letech 1998 a 2001.



Obrázek 5-14 Vývoj celkových úlovků v kusech na ÚN Štěchovice v letech 1992 – 2008

Nádrž Vrané svého vrcholu v počtu ulovených ryb dosáhla v roce 2007 (viz **obrázek 5-15**). Rybáři ulovili 11 474 ks ryb. Takové zvýšení úlovků jako v roce 2006 a 2007 nebylo v letech 2002 ani 2003 zaregistrováno.

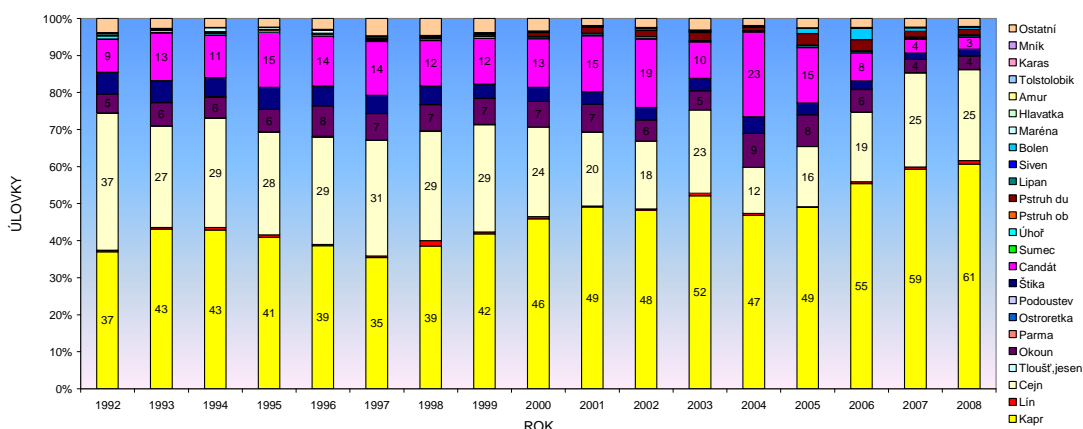


Obrázek 5-15 Vývoj celkových úlovků v kusech na ÚN Vrané v letech 1992 – 2008

5.3.2 Složení úlovků (v %) pro jednotlivé nádrže Vltavské kaskády

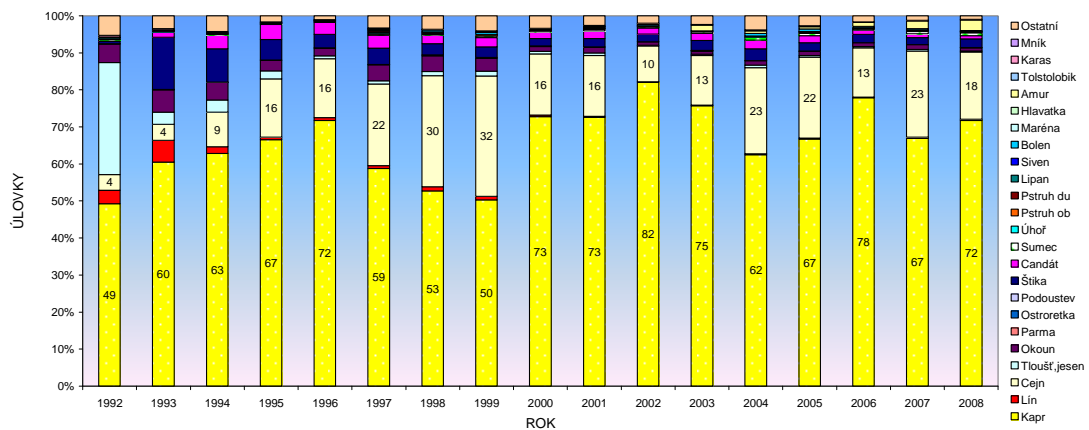
Ve složení úlovků se výsledky zaměřují na dva sledované povodňové roky 2002 a 2006 vzhledem k celkovému průměrnému úlovků určitého druhu v celé datové sadě.

Kapr v letech 2002 a 2006 na nádrži Lipno své zastoupení určitě neztrácí (průměr 46,16 %) naopak v roce 2002 je zaznamenám nárůst na 48,2 % a v roce 2006 na 55,36 %. Tyto hodnoty ale maximy nejsou, ty jsou v letech 2007 a 2008. Výrazná změna je evidentní u bolena v roce 2006, 3,08 % oproti průměrné hodnotě 0,42 %. Přestože v roce 2002 je bolen zastoupen 0,37 %, je to posun oproti předchozím údajům. Amur v roce 2002 své zastoupení v úlovcích zvýšil, v roce 2006 naproti tomu naopak zastoupení nepatrně pokleslo. Celkový pohled na procentické složení úlovků na nádrži Lipno je znázorněn na obrázku 5-16.



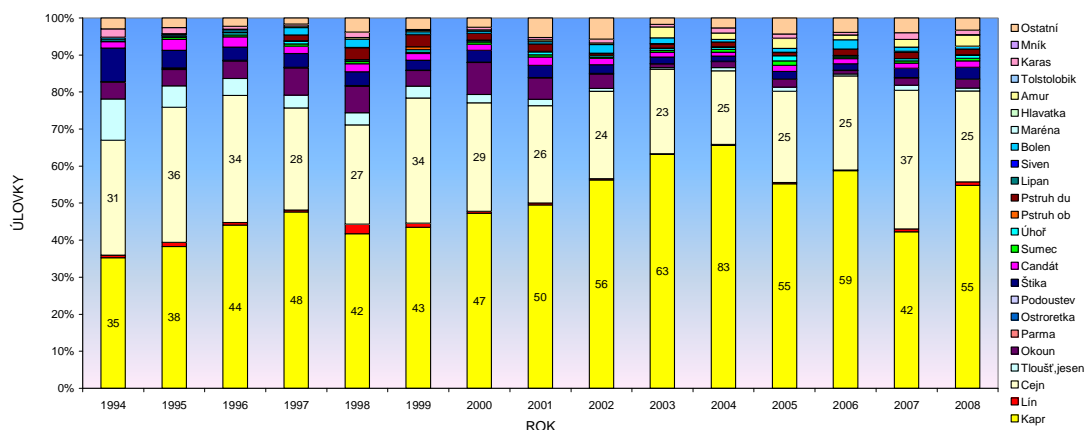
Obrázek 5-16 Četnost zastoupení druhů v úlovcích na ÚN Lipno v letech 1992 - 2008

Průměrné procentické zastoupení kapra v celkových úlovcích na nádrži Hněvkovice (obrázek 5-17) je za celé období (1992 – 2008) 66 %. V roce 2002 toto zastoupení činilo 82 % v roce 2006 o 12 % více oproti celkovému průměru, tj. 78 %. Naopak například lín a cejn zaznamenali v těchto letech oproti celkovému průměru pokles. U bolena je rovněž evidován oproti průměru nárůst, nicméně ve zkrácené datové řadě by tento nárůst evidentní dostatečně nebyl. U amura je situace odlišná. Průměrné procentické zastoupení čítá 0,57 %, v roce 2002 činilo toho zastoupení pouze 0,17 % a naopak v roce 2006 téměř jednou tolik, tj. 1,08 %.



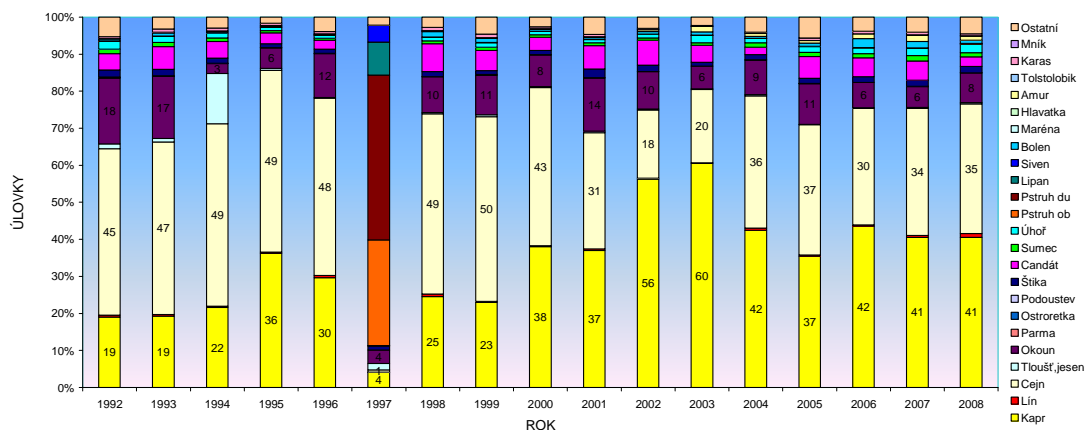
Obrázek 5-17 Četnost zastoupení druhů v úlovcích na ÚN Hněvkovice v letech 1992 – 2008

Karp zaujímá své dominantní postavení v zastoupení druhů i u nádrže Kořensko. Jeho průměrné zastoupení je 51 % z celkových úlovků ryb. V roce 2002 i 2006 procento zastoupení vzrostlo oproti průměru na 56,31 % a 58,78 %, maxima jsou však v letech 2003 a 2004 (63,16 % a 82,8 %). U lína a cejna je dokumentován oproti průměru pokles. Bolen vykazuje dlouhodobý průměr 1,18 %, v roce 2002 zaujímá bolen 2,3 % a v roce 2006 2,52 %. V roce 2003 a 2004 procento zastoupení není u tohoto druhu vyšší než v letech 2002 a 2006. Amur (viz obrázek 5-18) je v úlovcích Kořenska průměrně zastoupen 1,13 %. Rok 2002 je pravděpodobně přelomový, neboť před tímto rokem bylo průměrné zastoupení vždy pod hodnotu 0,5 % (rok 2002 pouze 0,36 %). Od roku 2003 je procentické zastoupení amura v rozmezí 1,34 – 3,07 %.



Obrázek 5-18 Četnost zastoupení druhů v úlovcích na ÚN Kořensko v letech 1994 – 2008

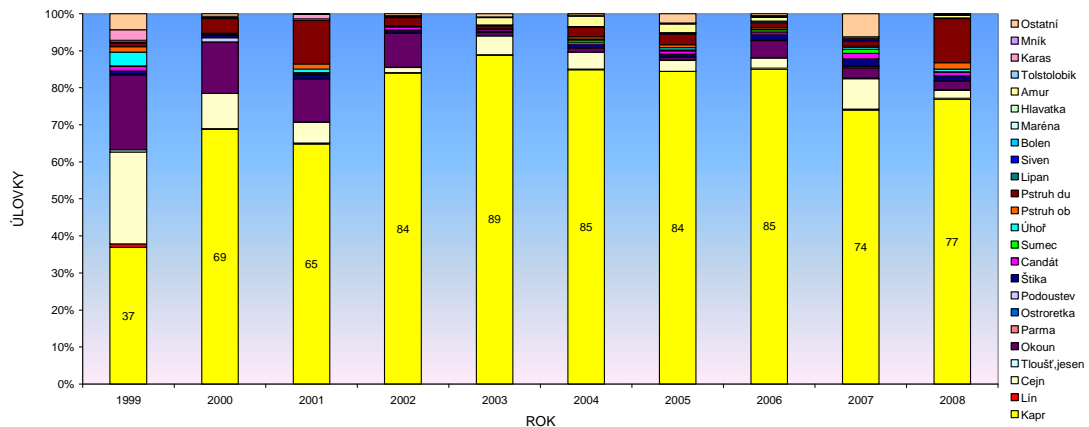
Úlovky na nádrži Orlík se v některých letech projevují ve složení úlovků výraznými skoky než je tomu u jiných nádrží. Příkladem může být rok 1997, kdy byly nasazeny i druhy jako pstruh obecný (*Salmo trutta m. fario*), pstruh duhový (*Oncorhynchus mykiss*) a lipan podhorní (*Thymallus thymallus*), které se projeví v úlovcích kusovou návratností v pořadí 12 %, 35 % a 8 % v tomtéž roce (viz obrázek 5-19). Lín a cejn v úlovcích zaznamenaly malý pokles v letech 2002 a 2006 vzhledem k průměrnému procentu zastoupení těchto druhů. U bolena tomu bylo stejně v roce 2002 (0,64 %, průměr je 0,8 %), ale v roce 2006 byl bolen zastoupen v úlovcích rybářů 2,30 %. Obdobně se projevovaly i úlovky amura (2002 – 0,51 %, průměr 0,54 % a rok 2006 1,25 %). Maximum svého zastoupení v úlovcích dosáhl tento druh v roce 2007 s výší 1,78 %.



Obrázek 5-19 Četnost zastoupení druhů v úlovcích na ÚN Orlík v letech 1992 – 2008

Složení úlovků na Kamýku reflektuje obrázek 5-20. Průměrné procentické zastoupení kapra činí 75 % z jeho úlovků. V roce 2002 pak toto procento vzrostlo na hodnotu 83,96 % a v roce 2006 na 85,05 %. Ani rok 2002 ani 2006 však není maximem, neboť

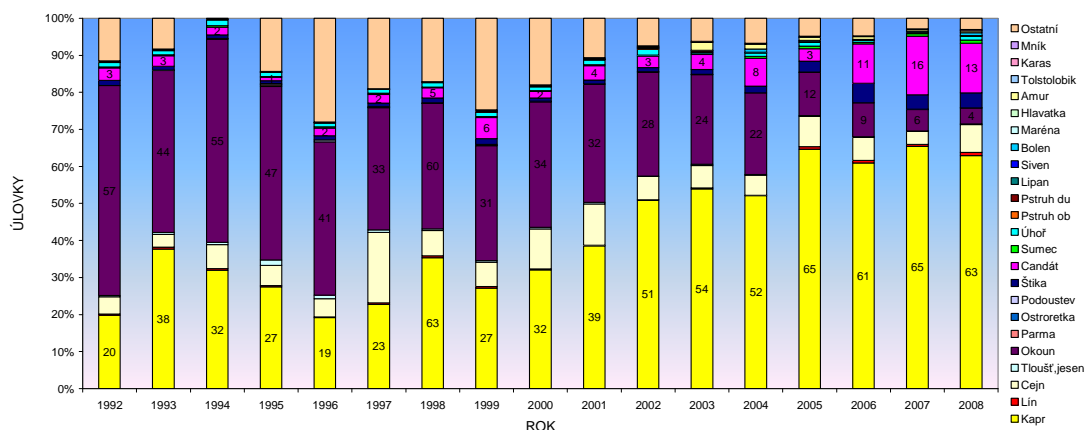
to bylo dosaženo v roce 2003 s procentickým zastoupením 88,9 %. U amura zvýšení četnosti patrné není, u bolena pouze v roce 2006 (průměr 0,17 %, rok 2006 0,38 %).



Obrázek 5-20 Četnost zastoupení druhů v úlovcích na ÚN Kamýk v letech 1999 – 2008

Kapr v nádrži Slapy se v úlovcích reprezentuje průměrně 42,93 %. V roce 2002 i 2006 se jeho zastoupení oproti průměru zvýšilo na 50,85 % a 60,88 %, přičemž maximum patří roku 2007 se 65,38 %. Od roku 2002 je kapr zastoupen vždy více jak 50 %. V předchozích letech byl výjimkou pouze rok 1988, kdy se kapr v úlovcích rybářů prosadil 62,85 % ulovených ryb (obrázek 5-21).

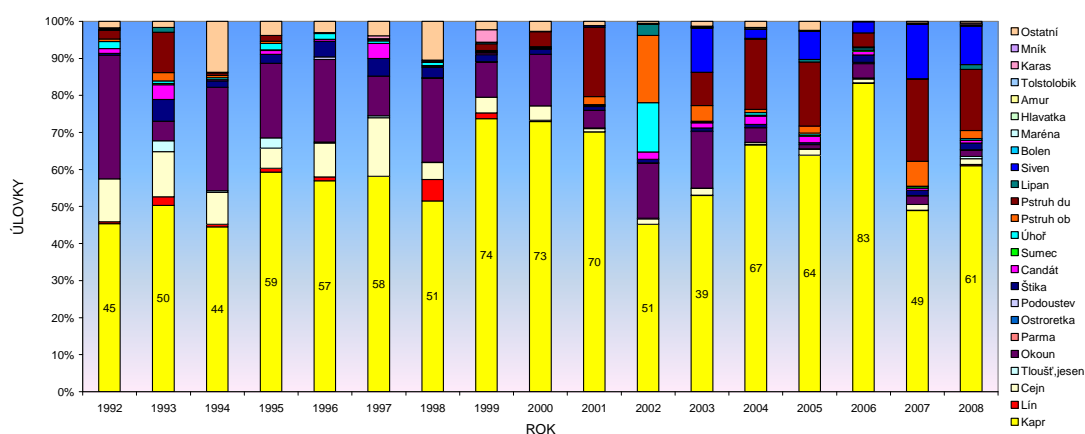
Procentické zastoupení lína v celkových úlovcích je patrné až v posledních čtyřech letech. Počet úlovků cejna v roce 2002 a 2006 byl vzhledem k průměru menší. V této nádrži zaujímá ve složení úlovků své místo i okoun (průměrně je v úlovcích zastoupen téměř 32 %). V roce 2002 a 2006 to bylo 28 % a 9 %. V posledních letech jsou úlovky okouna nahrazovány štikou, candátem, ale i kaprem, karasem a línem. Bolen v roce 2002 a 2006 své procentické zastoupení v úlovcích nezvýšil, stejně tak jako amur v roce 2002. V roce 2006 bylo procentické zastoupení 0,72 % (v průměru je zastoupen 0,45 %), maximum bylo ale v roce předchozím, tj. v roce 2005 byl amur v úlovcích zastoupen 0,87 % z celkového počtu ulovených ryb.



Obrázek 5-21 Četnost zastoupení druhů v úlovcích na ÚN Slapy v letech 1992 – 2008

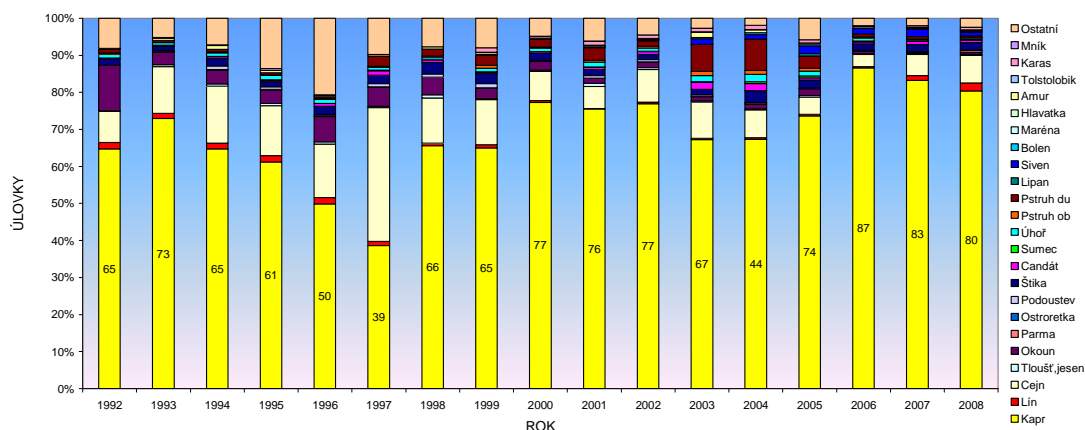
Kapr se v úlovcích na nádrži Štěchovice projevuje v celkovém složení úlovků v průměru 58,59 %. V roce 2002 tomu ale bylo vzhledem k tomuto průměru méně (50,91 %), naopak v roce 2006 byl kapr zastoupen 82,30 %, což je i dosažené maximum v letech 1992-2008, jak ukazuje **obrázek 5-22**.

Bolen i amur jsou zastoupeny v úlovcích jen minimálně a jejich procentické zastoupení se v zájmových letech 2002 a 2006 nezvýšilo.



Obrázek 5-22 Četnost zastoupení druhů v úlovcích na ÚN Štěchovice v letech 1992 – 2008

Na nádrži Vrané (viz **obrázek 5-23**) v roce 2002 i 2006 vzrostlo procentické zastoupení kapra v úlovcích na 76,95 % a 86,60 %. Průměrné zastoupení kapra v úlovcích je 67,5 % z celkového počtu chycených ryb. U bolena tomu bylo v těchto dvou povodňových letech obdobně, (2002 – 0,21 %, 2006 – 0,19 %, průměr – 0,12 %), maximum zastoupení měl však tento druh v roce 2005 – 0,4 %). U amura byl zaznamenán v daných letech oproti průměru pokles.



Obrázek 5-23 Četnost zastoupení druhů v úlovcích na ÚN Vrané v letech 1992 – 2008

5.3.3 Násady a úlovky ryb na nádržích Vltavské kaskády pro vybrané druhy ryb – hodnocení t-testy

Vývoj úlovků a přehled nasazování pro 3 vybrané druhy ryb (kapa, amura a bolena) na jednotlivých nádržích Vltavské kaskády znázorňují následující grafy (obrázek 5-24 až obrázek 5-47: kapa obrázek 5-24 – obrázek 5-31, amur obrázek 5-32 – obrázek 5-39, bolen obrázek 5-40 – obrázek 5-47).

- **Kapr**

Kapr obecný (*Cyprinus carpio* L., 1758) je jednou z hlavních ryb, na kterou sportovní rybáři zaměřují svou pozornost.

O průběhu úlovků a násad u kapa obecného vypovídají **tabulky 5-9 – 5-13**. Všechny nádrže, vyjma nádrže Vrané, vykazují nárůst úlovků v (po)povodňových letech, po transformaci povodňových let je to obdobné, vyjma nádrže Štěchovice. Nádrž Vrané zaznamenává rovněž zvýšené úlovky.

Stav u násad kapa je různorodý, u některých nádržích je patrné snížení úlovků (např. Kamýk, Kořensko, Vrané u 1. datové řady), u jiných zvýšení i případně přibližně stejné tendence ve vysazování. Více viz **tabulka 5-11 a 5-12**.

Tabulka 5-9 Srovnání úlovků kapra v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 1985-2008

druh	Kapr		
Průměr z úlovky ks	Povodeň2		
nádrž	Ne	Ano	Celkový průměr
Hněvkovice	14 275,09	20 127,33	16 340,59
Kamýk	2 290,50	9 910,83	6 862,70
Kořensko	5 081,33	8 643,83	6 506,33
Lipno	29 476,43	35 371,00	31244,80
Orlík	13 055,93	29 057,33	17 856,35
Slapy	11 686,00	20 133,17	14 667,35
Štěchovice	1 038,09	1 323,00	1 138,65
Vrané	5 262,70	4 651,33	5 121,62
Celkový průměr	11 904,35	16 918,96	13 653,63

Tabulka 5-10 Srovnání úlovků kapra v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 2000-2008

druh	Kapr		
Průměr z úlovky ks	Povodeň_upr2		
nádrž	Ne	Ano	Celkový průměr
Hněvkovice	20 163,00	20 788,40	20 553,88
Kamýk	2 848,00	11 464,40	8 233,25
Kořensko	5 788,67	9 230,60	7 939,88
Lipno	40 770,67	36 908,60	38 356,88
Orlík	16 917,67	29 877,40	25 017,50
Slapy	16 483,00	20 914,40	19 252,63
Štěchovice	2 000,67	1 413,60	1 633,75
Vrané	5 580,00	6 286,40	6 021,50
Celkový průměr	13 818,96	17 110,48	15 876,16

Tabulka 5-11 Srovnání násad kapra v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 1985-2008

druh	Kapr		
Průměr z násady ks	Povodeň2		
nádrž	Ne	Ano	Celkový průměr
Hněvkovice	22 365,55	25 631,17	23 518,12
Kamýk	15 813,00	13 444,50	14 391,90
Kořensko	10 161,56	8 801,33	9 617,47
Lipno	65 047,93	71 003,33	66 834,55
Orlík	39 463,64	46 091,67	41 452,05
Slapy	45 765,73	45 813,33	45 782,53
Štěchovice	3 316,45	3 238,33	3 288,88
Vrané	17 420,70	14 736,67	16 801,31
Celkový průměr	30 690,48	29 518,93	30 281,80

Tabulka 5-12 Srovnání násad kapra v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 2000-2008

druh	Kapr		
Průměr z násady ks	Povodeň_upr2		
nádrž	Ne	Ano	Celkový průměr
Hněvkovice	33 059,67	23 962,40	27 373,88
Kamýk	16 250,67	13 312,00	14 414,00
Kořensko	6 628,33	8 712,80	7 931,13
Lipno	80 352,00	68 796,00	73 129,50
Orlík	63 285,33	46 168,60	52 587,38
Slapy	55 378,67	46 296,00	49 702,00
Štěchovice	4 550,00	3 292,00	3 763,75
Vrané	19 571,67	18 079,40	18 639,00
Celkový průměr	34 884,54	28 577,40	30 942,58

Tabulka 5-13 Statistické zhodnocení úlovků kapra na nádržích Vltavské kaskády z let 1985 – 2008

Nádrž	Průměr	Sm.odch.	N	Sm.chyba	Referenční konstanta	t	SV	p	p-jednostranné	význ. rozdíl
Hněvkovice	14275,091	4961,441	11	1495,931	20127,330	-3,912	10	0,003	0,001 ano***	
Kamýk	2290,500	2022,791	4	1011,396	9910,830	-7,534	3	0,005	0,002 ano**	
Kořensko	5081,333	1142,220	9	380,740	8643,830	-9,357	8	0,000	0,000 ano***	
Lipno	29476,429	10179,464	14	2720,576	35371,000	-2,167	13	0,049	0,025 ano*	
Orlík	13055,929	8888,006	14	2375,420	29057,330	-6,736	13	0,000	0,000 ano***	
Slapy	11686,000	4052,817	11	1221,970	29057,330	-14,216	10	0,000	0,000 ano***	
Štěchovice	1038,091	762,093	11	229,780	1323,000	-1,240	10	0,243	0,122	
Vrané	5149,909	1463,878	11	441,376	4651,330	1,130	10	0,285	0,143	

úlovky (ks)

$H_0 : \mu_{Ne} \geq \mu_{Ano}$ nezamítám nulovou hypotézu

$H_A : \mu_{Ne} < \mu_{Ano}$ prokázala se alternativní hypotéza

Výše uvedená **tabulka 5-13** prokazuje zřejmý nárůst úlovků kapra v letech 2002 – 2004 a v letech 2006 – 2008 na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ u nádrží Hněvkovice, Kamýk, Kořensko, Lipno, Orlík a Slapy.

Tabulka následující (**tabulka 5-14**) prezentuje, že toto zvýšení je zřejmé na téže hladině významnosti pouze u nádrží Kamýk, Kořensko a Štěchovice.

Tabulka 5-14 Statistické zhodnocení úlovků kapra na nádržích Vltavské kaskády z let 2000 – 2008

Nádrž	Průměr	Sm.odch.	N	Sm.chyba	Referenční konstanta	t	SV	p	p-jednostranné	význ. rozdíl
Hněvkovice	20163,000	3554,135	3	2051,981	20788,400	-0,305	2	0,789	0,395	
Kamýk	2848,000	2067,048	3	1193,411	11464,400	-7,220	2	0,019	0,009 ano**	
Kořensko	5788,667	475,195	3	274,354	9230,600	-12,546	2	0,006	0,003 ano**	
Lipno	40770,667	3974,008	3	2294,395	36908,600	1,683	2	0,234	0,117	
Orlík	16917,667	12521,717	3	7229,417	29877,400	-1,793	2	0,215	0,107	
Slapy	16483,000	3000,693	3	1732,451	20914,400	-2,558	2	0,125	0,062	
Štěchovice	2000,667	298,855	3	172,544	1413,600	3,402	2	0,077	0,038 ano*	
Vrané	5580,000	1350,051	3	779,453	6286,400	-0,906	2	0,460	0,230	

úlovky (ks)

$H_0 : \mu_{Ne} \geq \mu_{Ano}$ nezamítám nulovou hypotézu

$H_A : \mu_{Ne} < \mu_{Ano}$ prokázala se alternativní hypotéza

Tabulka 5-15 Statistické zhodnocení násad kapra na nádržích Vltavské kaskády z let 1985 – 2008

Nádrž	Průměr	Sm.odch.	N	Sm.chyba	Referenční konstanta	t	SV	p	p-jednostranné	význ. rozdíl
Hněvkovice	22365,55	8106,975	11	2444,345	25631,170	-1,336	10	0,211		0,106
Kamýk	15813,00	1843,413	4	921,707	13444,500	2,570	3	0,083		0,041 ano*
Kořensko	10161,56	3528,429	9	1176,143	8801,330	1,157	8	0,281		0,140
Lipno	65047,93	36946,14	14	9874,272	71003,330	-0,603	13	0,557		0,278
Orlík	39463,64	29887,23	14	7987,697	46091,670	-0,830	13	0,422		0,211
Slapy	45765,73	7442,200	11	2243,908	45813,330	-0,021	10	0,983		0,492
Štěchovice	3316,455	1767,633	11	532,961	3238,330	0,147	10	0,886		0,443
Vrané	17444,27	3783,970	11	1140,910	14736,670	2,373	10	0,039		0,020 ano*

násady ks

 $H_0 : \mu_{Ne} \geq \mu_{Ano}$ nezamítám nulovou hypotézu $H_A : \mu_{Ne} < \mu_{Ano}$ prokázala se alternativní hypotéza

Statisticky významný rozdíl v násadách kapra na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ je u nádrže Vrané (tabulka 5-15), v modifikovaném případě je to již u nádrží Hněvkovice, Kořensko a Slapy (tabulka 5-16). U nádrží Kamýk, Kořensko a Štěchovice jsou referenční konstanty oproti průměrům z let předchozích menší (tabulka 5-15). Rovněž v tabulce 5-16 jsou ještě menší referenční konstanty versus průměry z „nepovodňových“ let u nádrží Kamýk, Lipno, Orlík, Štěchovice i Vrané.

Tabulka 5-16 Statistické zhodnocení násad kapra na nádržích Vltavské kaskády z let 2000 – 2008

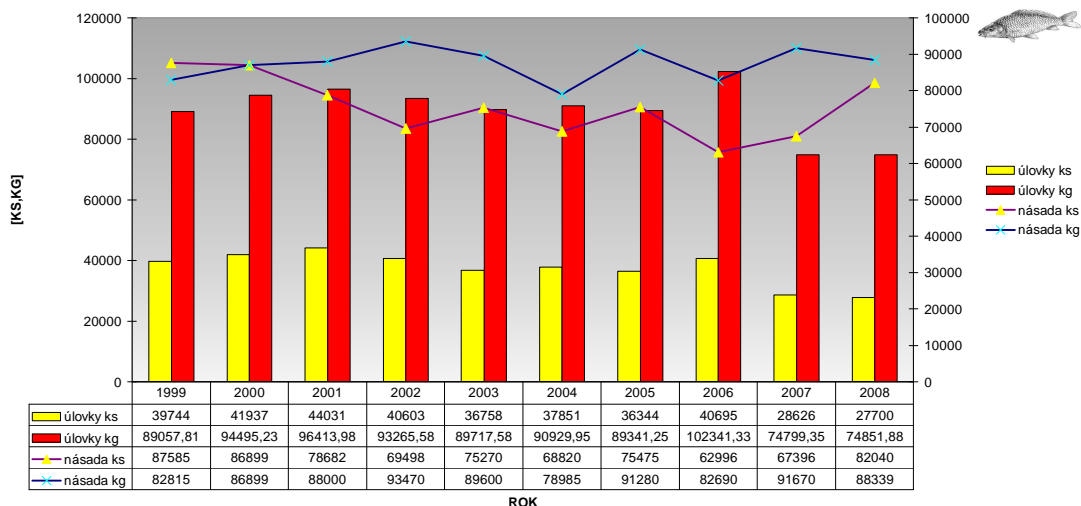
upravené roky										
Nádrž	Průměr	Sm.odch.	N	Sm.chyba	Referenční konstanta	t	SV	p	p-jednostranné	význ. rozdíl
Hněvkovice	33059,667	2699,661	3	1558,650	23962,400	5,837	2	0,028		0,014 ano*
Kamýk	16250,667	1986,944	3	1147,163	13312,000	2,562	2	0,125		0,062
Kořensko	6628,333	477,655	3	275,774	8712,000	-7,556	2	0,017		0,009 ano**
Lipno	80352,000	5892,251	3	3401,893	68796,000	3,397	2	0,077		0,038 ano*
Orlík	63285,333	20097,099	3	11603,065	46168,600	1,475	2	0,278		0,139
Slapy	55378,667	4662,302	3	2691,781	46296,000	3,374	2	0,078		0,039 ano*
Štěchovice	4550,000	1754,537	3	1012,982	3292,000	1,242	2	0,340		0,170
Vrané	19571,667	4220,428	3	2436,665	18079,400	0,612	2	0,603		0,301

násady ks

 $H_0 : \mu_{Ne} \geq \mu_{Ano}$ nezamítám nulovou hypotézu $H_A : \mu_{Ne} < \mu_{Ano}$ prokázala se alternativní hypotéza

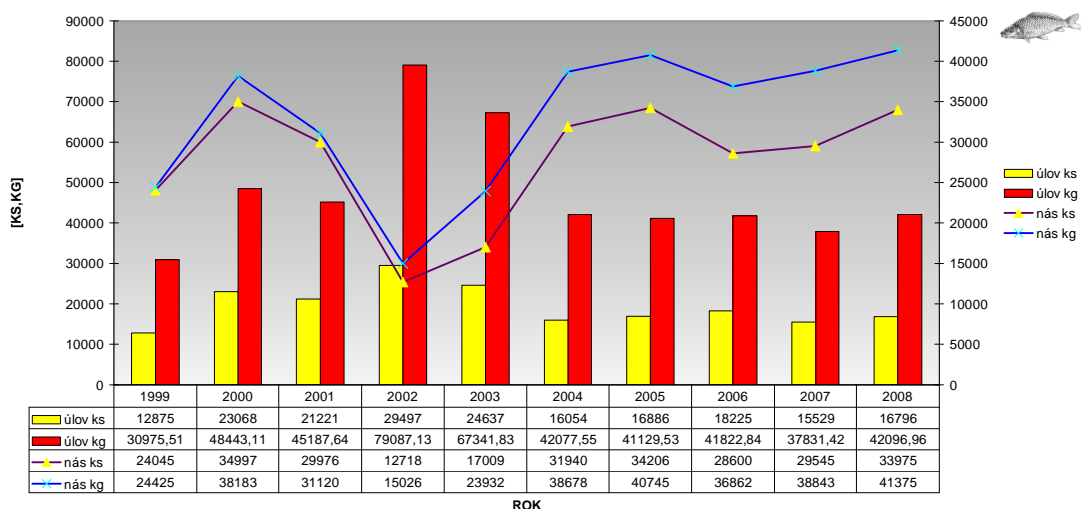
Úlovky a násady na nádrži Lipno (v kusech i kilogramech) jsou znázorněny na obrázku 5-24. Snížení počtu úlovků odpovídá i pokles hmotnosti.

U této nádrže je celkový průměr z úlovků v letech mimopovodňových 29 476 ks, zatímco v letech (po)povodňových 35 371 ks, jedná se tedy o nárůst 5 895 ks ulovených ryb.



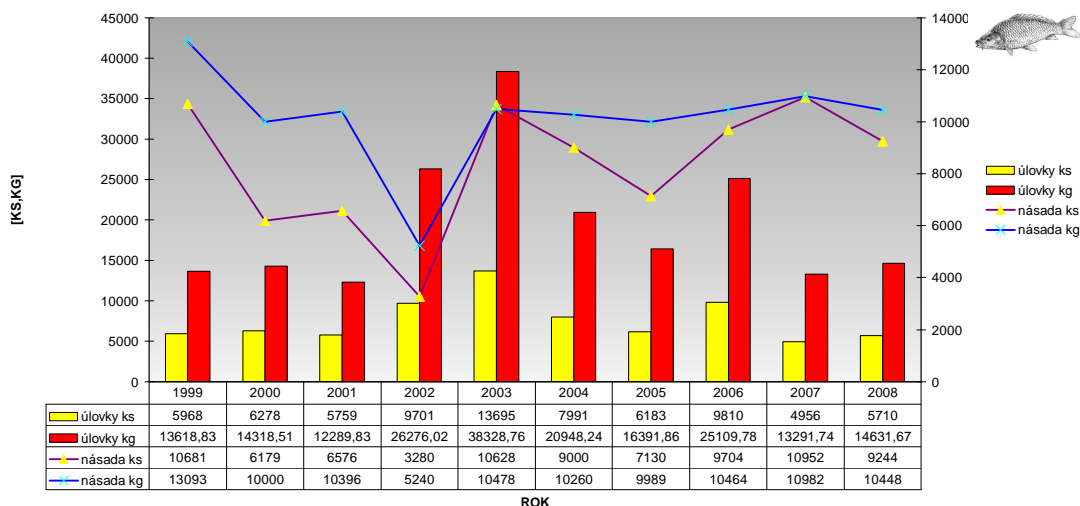
Obrázek 5-24 Srovnání nasazování a úlovků kapra na ÚN Lipno v letech 1999 – 2008

Posledních 5 let (vyjma roku 2006) se nádrž Hněvkovice jeví v úlovcích (v ks i kg) poměrně vyrovnaně (viz obrázek 5-25). Tomu odpovídají i v případě modifikované datové řady celkové průměry z let nepovodňových a (po)povodňových (20 163 ks a 20 788 ks). Naopak v případě souhrnné datové řady je celkový průměr v prvním případě 14 275 ks, v druhém 20 127 ks, tedy nárůst úlovků v (po)povodňových letech o 6 513 ks.



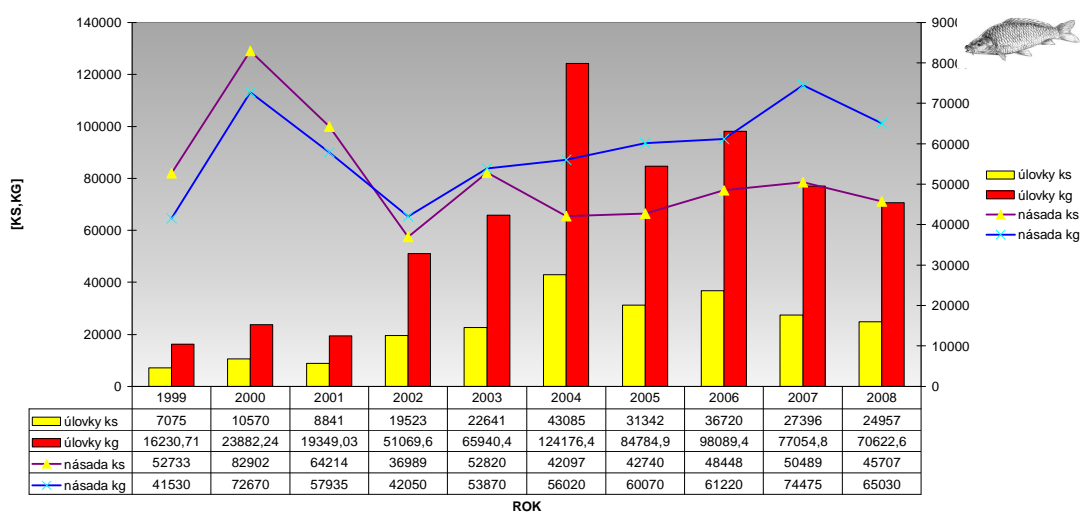
Obrázek 5-25 Srovnání nasazování a úlovků kapra na ÚN Hněvkovice v letech 1999 – 2008

Kořenisko má celkový průměr úlovků 6 506 ks. V letech označených jako nepovodňové tento průměr klesá na hodnotu 5 081 ks, v letech (po)povodňových však naopak vzrůstá na 8 644 ks. Úlovky a násady jsou zachyceny v jednotlivých letech na obrázku 5-26.



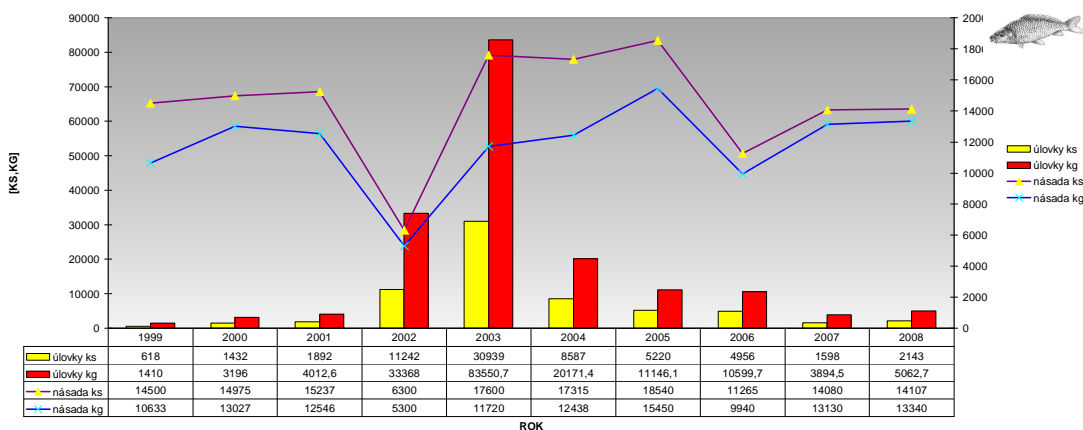
Obrázek 5-26 Srovnání nasazování a úlovků kapra na ÚN Kořensko v letech 1999 – 2008

Průměrný úlovek na Orlíku v letech (po)povodňových v případě souhrnné řady, ale i v případě upravené řady narostl značnou měrou, z 13 056 ks na 29 057 ks (respektive z 16 918 ks na 29 877 ks). To představuje zvýšení o 16 001 ks (respektive o 12 959 ks v modifikované sadě dat). Rok 2004 byl počet úlovků nejvyšší (43 085 ks) (obrázek 5-27).



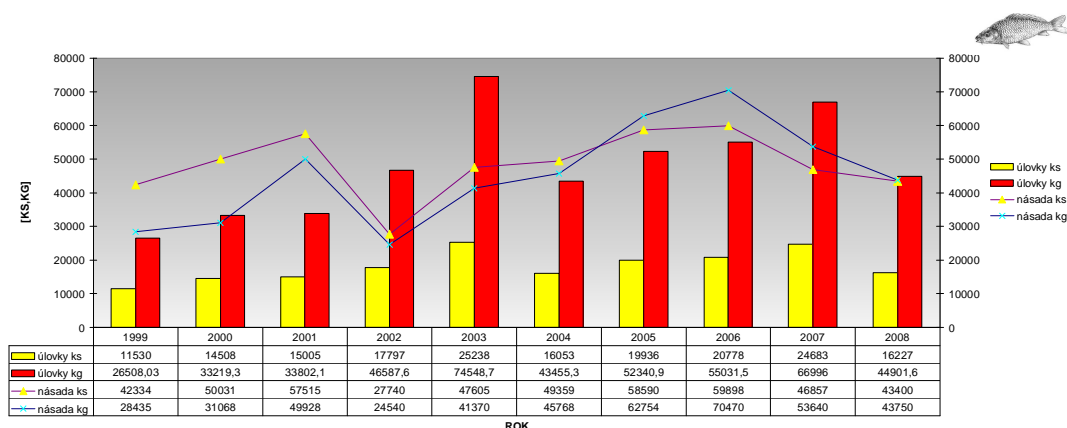
Obrázek 5-27 Srovnání nasazování a úlovků kapra na ÚN Orlík v letech 1999 – 2008

U nádrže Kamýk představuje nárůst úlovků kapra v letech (po)povodňových v průměru 9 911 ks ryb, kdežto v letech „nepovodňových“ pouze 2 291 ks ryb. Zvýšení o 7 620 ks je tedy markantní. Ještě výraznější zvýšení je však v řadě upravené (nárůst o 8 616 ks ryb). Nasazování bylo naopak v letech (po)povodňových v průměru menší, jak ukazuje obrázek 5-28 i tabulka 5-11 a 5-12.



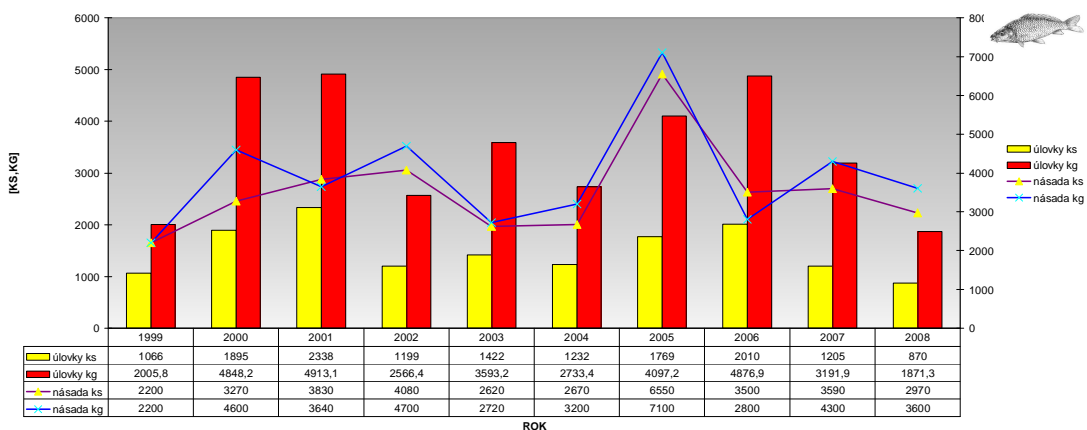
Obrázek 5-28 Srovnání nasazování a úlovků kapra na ÚN Kamýk v letech 1999 – 2008

Průměrný úlovek na vodním díle Slapy (obrázek 5-29) přibližně koresponduje s předchozí nádrží Kamýk, přestože nárůst není tak markantní, neboť v netransformované řadě i transformované úlovky v letech (po)povodňových zachycují vzestup. U veškerých sebraných let z celkového průměru 11 686 ks na 20 133 ks, u uspořádaných dat (2. řada) z 16 483 ks na 20 914 ks ryb.



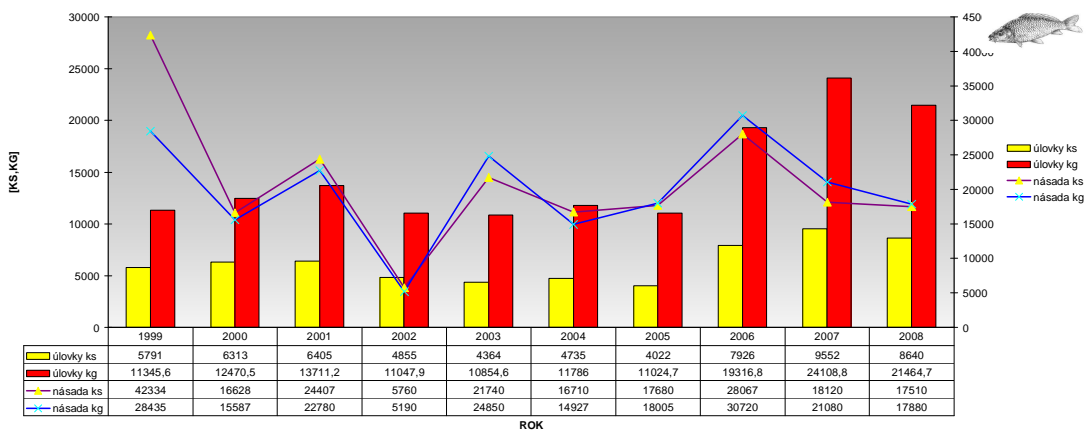
Obrázek 5-29 Srovnání nasazování a úlovků kapra na ÚN Slapy v letech 1999 – 2008

Vývoj na nádrži Štěchovice v letech 1999 – 2008 lze sledovat na obrázku 5-30. V roce 2006 a 2007 je registrována vyšší odezva v počtu úlovků než je v roce 2002 a 2003. Patrné je i zvýšené množství nasazování v kusech i kilogramech v roce 2005. Celkový průměr je v (po)povodňových letech pouze 285 ks vyšší oproti letům ostatním (v modifikovaném případě je celkový průměr dokonce nižší).



Obrázek 5-30 Srovnání nasazování a úlovků kapra na ÚN Štěchovice v letech 1999 – 2008

Nádrž Vrané s prvotní datovou řadou do roku 2004 jako jediná vykazovala v letech po povodni 2002 – 2004 pokles úlovků v průměru o 612 ks. Se současnou datovou řadou, zahrnující i povodňový rok 2006, se výsledek v neupraveném období nemění (celkové průměry 5 263 ks a 4 651 ks v (po)povodňových letech. Jinak je tomu však v upraveném období, kdy celkový průměr úlovků vzrůstá z 5 580 ks na 6 286 ks. Na obrázku 5-31 je například v roce 2004, 2005 patrné nižší nasazování než je roku 2006.



Obrázek 5-31 Srovnání nasazování a úlovků kapra na ÚN Vrané v letech 1999 – 2008

Na všech nádržích Vltavské kaskády byl celkový průměr z úlovků kapra v letech nepovodňových nižší než v letech (po)povodňových o 5 015 ks (respektive o 3 291 ks kapra v upravené datové řadě).

Kusová návratnost kapra je graficky znázorněna v příloze 14-14.

- **Amur**

V případě amura bílého (*Ctenopharyngodon idella*) (Valenciennes, 1844) byl rovněž jako u kapra na všech nádržích celkový průměr z úlovků v letech mimopovodňových nižší než v (po)povodňových letech pouze cca o 225 ks (respektive o 174 ks v upravené datové řadě). U násad je v prvním případě celkový průměr v (po)povodňovém období nižší, naopak v upraveném období vyšší (viz **tabulka 5-19** a **tabulka 5-20**).

Tabulka 5-17 Srovnání úlovků amura v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 1985-2008

druh	Amur		
Průměr z úlovky ks	Povodeň2		
nádrž	Ne	Ano	Celkový průměr
Hněvkovice	28,64	356,00	144,18
Kamýk	40,75	184,83	127,20
Kořensko	58,89	300,00	155,33
Lipno	18,79	67,17	33,30
Orlík	100,00	758,33	297,50
Slapy	71,27	336,33	164,82
Štěchovice	0,18	2,67	1,06
Vrané	42,80	49,67	44,38
Celkový průměr	46,25	270,69	124,54

Z **tabulky 5-17** a **tabulky 5-18** plyne, že ze sledovaných nádrží mají nádrže Orlík, Slapy a Hněvkovice (v pořadí) největší rozdíl v úlovcích amura v mimo- a (po)povodňových letech.

Tabulka 5-18 Srovnání úlovků amura v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 2000-2008

druh	Amur		
Průměr z úlovky ks	Povodeň_upr2		
nádrž	Ne	Ano	Celkový průměr
Hněvkovice	59,00	291,80	204,50
Kamýk	52,00	217,60	155,50
Kořensko	122,67	296,00	231,00
Lipno	61,67	74,20	69,50
Orlík	232,33	762,20	563,50
Slapy	122,00	377,60	281,75
Štěchovice	0,33	2,80	1,88
Vrané	23,00	44,80	36,63
Celkový průměr	84,13	258,38	193,03

Rozdíly násad srovnávaných období, jak ukazuje **tabulka 5-19** a **tabulka 5-20**, závisí a priori na výběru datových sad. V první řadě je totiž např. u nádrží Orlík a Slapy rozdíl v letech mimopovodňových záporný, tj. v těchto letech se vysazoval menší počet ryb, v druhé sadě je tomu naopak.

Tabulka 5-19 Srovnání násad amura v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 1985-2008

druh	Amur		
Průměr z násady ks	Povodeň2		
nádrž	Ne	Ano	Celkový průměr
Hněvkovice	4,45	155,00	36,71
Kamýk	386,67	0,00	193,33
Kořensko	48,38	0,00	35,18
Lipno	242,92	95,33	215,25
Orlík	2 831,57	2 330,83	2 681,35
Slapy	3 727,36	1 294,33	2 868,65
Štěchovice	0,00	0,00	0,00
Vrané	1 041,90	666,67	955,31
Celkový průměr	1 182,91	742,48	1 055,42

Tabulka 5-20 Srovnání násad amura v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 2000-2008

druh	Amur		
Průměr z násady ks	Povodeň_upr2		
nádrž	Ne	Ano	Celkový průměr
Hněvkovice	5,00	155,00	80,00
Kamýk	0,00	0,00	0,00
Kořensko	22,50	0,00	9,00
Lipno	954,00	95,33	438,80
Orlík	916,00	2 191,80	1 713,38
Slapy	500,33	1 279,60	987,38
Štěchovice	0,00	0,00	0,00
Vrané	603,33	930,40	807,75
Celkový průměr	382,24	711,25	580,89

Tabulka 5-21 statisticky hodnotí úlovky amura v daném období. Zde je prokazatelné zvýšení úlovků na stanovené hladině významnosti $\alpha = 0,05$ vzhledem k letům nepovodňovým u všech nádrží vyjma nádrže Vrané.

Tabulka 5-21 Statistické zhodnocení úlovků amura na nádržích Vltavské kaskády z let 1985 – 2008

Nádrž	Průměr	Sm.odch.	N	Sm.chyba	Referenční konstanta	t	SV	p	p-jednostranné	význ. rozdíl
Hněvkovice	28,636	35,458	11	10,691	356,000	-30,621	10	0,000	0,000	ano***
Kamýk	40,750	68,266	4	34,133	184,830	-4,221	3	0,024	0,012	ano*
Kořensko	58,889	76,986	9	25,662	300,000	-9,396	8	0,000	0,000	ano***
Lipno	18,786	35,842	14	9,579	67,170	-5,051	13	0,000	0,000	ano***
Orlík	100,000	153,497	14	41,024	758,330	-16,047	13	0,000	0,000	ano***
Slapy	71,273	68,685	11	20,709	336,330	-12,799	10	0,000	0,000	ano***
Štěchovice	0,182	0,405	11	0,122	2,670	-20,400	10	0,000	0,000	ano***
Vrané	40,818	24,645	11	7,431	49,670	-1,191	10	0,261	0,131	

úlovky (ks)

$H_0 : \mu_{Ne} \geq \mu_{Ano}$ nezamítám nulovou hypotézu

$H_A : \mu_{Ne} < \mu_{Ano}$ prokázala se alternativní hypotéza

Tabulka 5-22 rovněž hodnotí úlovky amura, ale ve zkráceném období. Uvedená tabulka prokazuje zřejmý nárůst úlovků u nádrží Hněvkovice, Kamýk, Orlík, Slapy, Štěchovice a i u vodního díla Vrané.

Tabulka 5-22 Statistické zhodnocení úlovků amura na nádržích Vltavské kaskády z let 2000 – 2008

upravené roky

Nádrž	Průměr	Sm.odch.	N	Sm.chyba	Referenční konstanta	t	SV	p	p-jednostranné	význ. rozdíl
Hněvkovice	59,000	65,184	3	37,634	291,800	-6,186	2	0,025	0,013	ano*
Kamýk	52,000	78,937	3	45,574	217,600	-3,634	2	0,068	0,034	ano*
Kořensko	122,667	116,466	3	67,242	296,000	-2,578	2	0,123	0,062	
Lipno	61,667	66,108	3	38,168	74,200	-0,328	2	0,774	0,387	
Orlík	232,333	314,080	3	181,334	762,200	-2,922	2	0,100	0,050	ano*
Slapy	122,000	126,475	3	73,021	377,600	-3,500	2	0,073	0,036	ano*
Štěchovice	0,333	0,577	3	0,333	2,800	-7,400	2	0,018	0,009	ano**
Vrané	23,000	12,124	3	7,000	44,800	-3,114	2	0,089	0,045	ano*

úlovky (ks)

$H_0 : \mu_{Ne} \geq \mu_{Ano}$ nezamítám nulovou hypotézu

$H_A : \mu_{Ne} < \mu_{Ano}$ prokázala se alternativní hypotéza

U násad tři nádrže vykazují statistický významný rozdíl v letech „před“ a „po“ povodních na hladině významnosti $\alpha = 0,05$. Jedná se o nádrž Hněvkovice, Kořensko a Vrané. U ostatních nádrží v nasazování statisticky významný rozdíl na zvolené hladině významnosti není (viz tabulka 5-23).

Tabulka 5-23 Statistické zhodnocení násad amura na nádržích Vltavské kaskády z let 1985 – 2008

Nádrž	Průměr	Sm.odch.	N	Sm.chyba	Referenční konstanta	t	SV	p	p-jednostranné	význ. rozdíl
Hněvkovice	4,455	8,263	11	2,491	155,000	-60,428	10	0,000	0,000	ano***
Kamýk	315,250	565,176	4	282,588	0,000	1,116	3	0,346	0,173	
Kořensko	48,375	69,063	8	24,417	0,000	1,981	7	0,088	0,044	ano*
Lipno	242,923	482,253	13	133,753	95,330	1,103	12	0,291	0,146	
Orlík	2831,571	5811,874	14	1553,289	2330,830	0,322	13	0,752	0,376	
Slapy	3727,364	7104,630	11	2142,127	1294,330	1,136	10	0,283	0,141	
Štěchovice	0,000		11		0,000		10			
Vrané	1020,818	539,314	11	162,609	666,670	2,178	10	0,054	0,027	ano*

násady ks

$H_0 : \mu_{Ne} \geq \mu_{Ano}$ nezamítám nulovou hypotézu

$H_A : \mu_{Ne} < \mu_{Ano}$ prokázala se alternativní hypotéza

V případě upraveného období, jak prezentuje **tabulka 5-24**, už je statisticky významné zvýšení v nasazování v (po)povodňovém období (viz referenční konstanty) pouze u nádrže Hněvkovice na hladině významnosti $\alpha = 0,05$.

Tabulka 5-24 Statistické zhodnocení násad amura na nádržích Vltavské kaskády z let 2000 – 2008

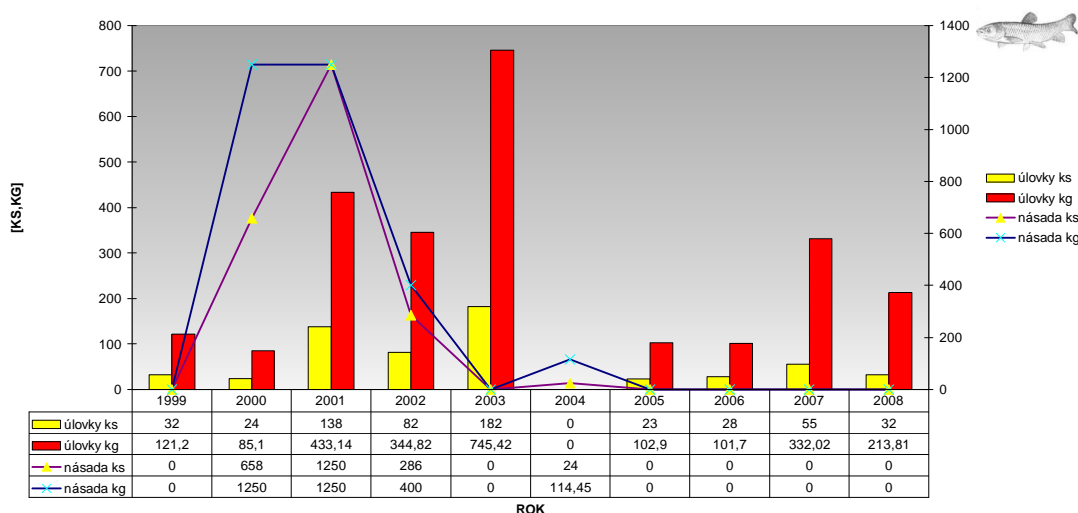
Nádrž	Průměr	Sm.odch.	N	Sm.chyba	Referenční konstanta	t	SV	p	p-jednostranné	význ. rozdíl
Hněvkovice	5,000	8,660	3	5,000	155,000	-30,000	2	0,001	0,001	ano**
Kamýk	33,667	58,312	3	33,667	0,000	1,000	2	0,423	0,211	
Kořensko	22,500	31,820	2	22,500	0,000	1,000	1	0,500	0,250	
Lipno	954,000	418,607	2	296,000	95,330	2,901	1	0,211	0,106	
Orlík	916,000	794,499	3	458,704	2191,800	-2,781	2	0,109	0,054	
Slapy	500,333	735,650	3	424,727	1279,600	-1,835	2	0,208	0,104	
Štěchovice	0,000		3		0,000		2			
Vrané	603,333	531,068	3	306,612	930,400	-1,067	2	0,398	0,199	

násady ks

$H_0 : \mu_{Ne} \geq \mu_{Ano}$ nezamítám nulovou hypotézu

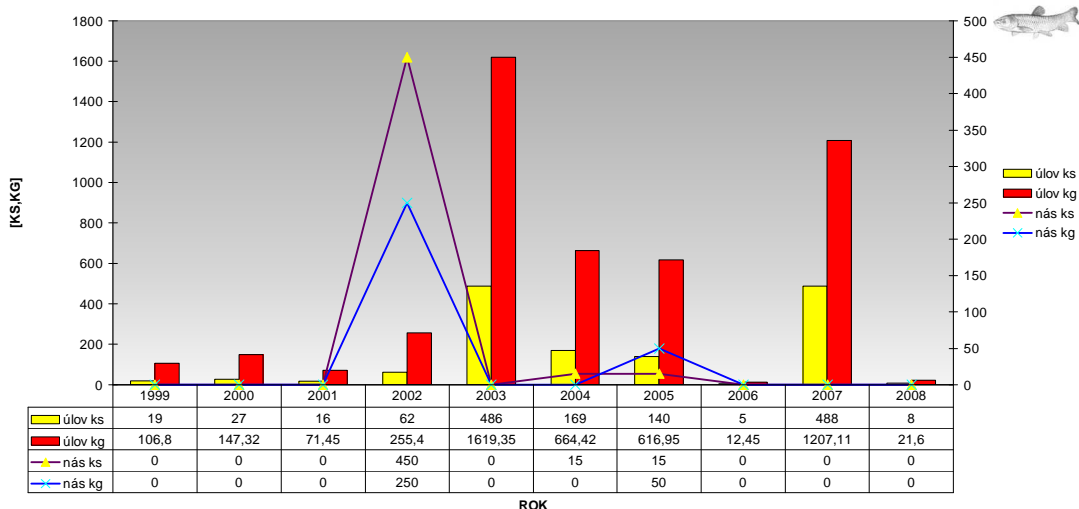
$H_A : \mu_{Ne} < \mu_{Ano}$ prokázala se alternativní hypotéza

Obrázek 5-32 ukazuje srovnání úlovků a násad amura na Lipně. Celkový průměr úlovků byl v (po)povodňových letech vyšší v obou datových sadách. V modifikované sadě však nijak výrazně. Celkový průměr u nasazování má opačný průběh, v letech (po)povodňových byl nižší oproti letům předchozím.



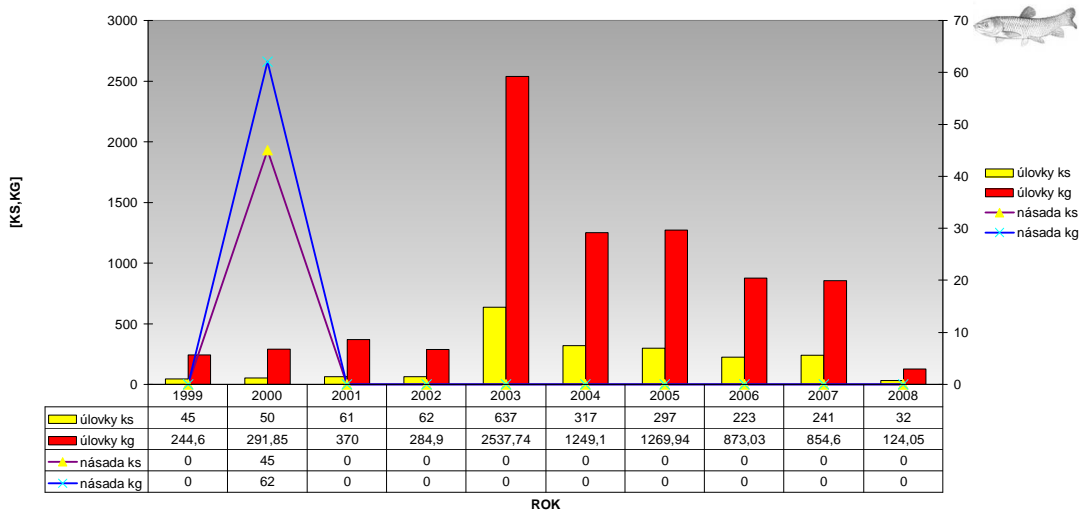
Obrázek 5-32 Srovnání vysazování a úlovků amura na nádrži Lipno v letech 1999 – 2008

Nádrž Hněvkovice má v celkovém průměru v úlovcích amura zvýšený počet v letech (po)povodňových, i v celkových průměrech nasazování. Jednotlivé roky jsou uvedeny na **obrázku 5-33**.



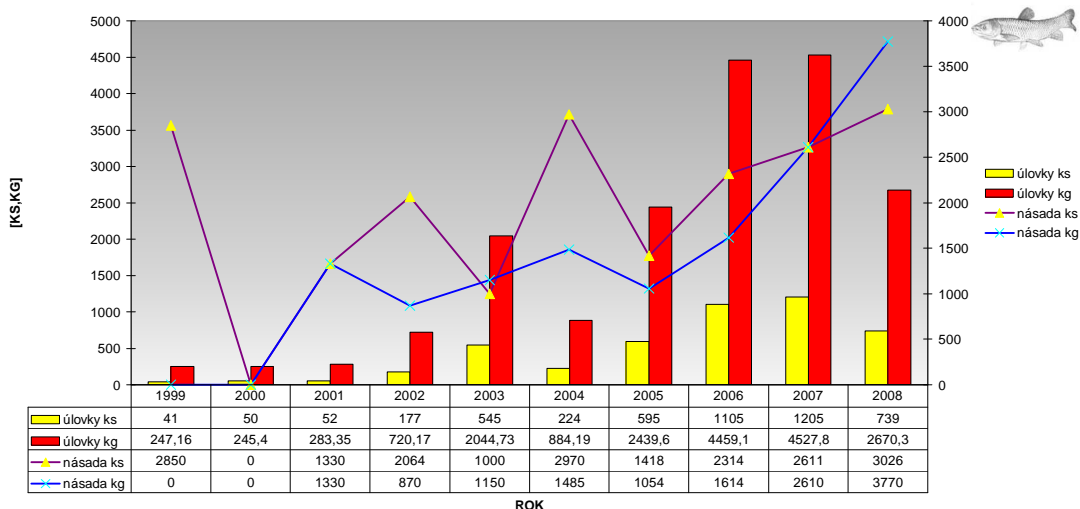
Obrázek 5-33 Srovnání vysazování a úlovků amura na nádrži Hněvkovice v letech 1999 – 2008

Nádrž Kořensko (obrázek 5-34) vykazuje v celkových průměrech zvýšení úlovků amura v (po)povodňových letech. V prvním případě je nárůst z 59 ks na 185 ks, ve druhém pak ze 123 ks na 296 ks. U celkových průměrů z násad je výsledek obrácený.



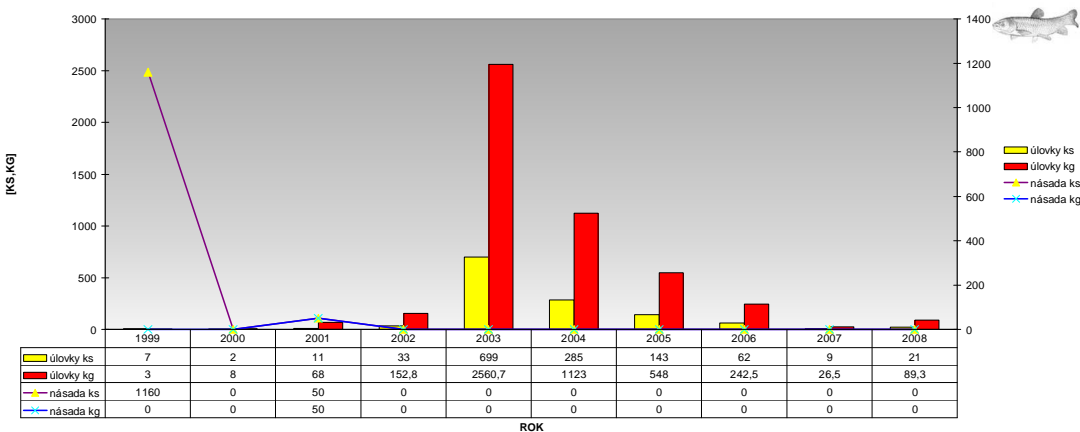
Obrázek 5-34 Srovnání vysazování a úlovků amura na nádrži Kořensko v letech 1999 – 2008

Vodní dílo Orlík (obrázek 5-35) má celkové průměry v obou datových sadách zřetelně vyšší v letech (po)povodňových. Jedná se o nárůst ze 100 ks na 758 ks (respektive z 232 ks na 762 ks amura). V nasazování je v celkové řadě let výsledek celkových průměrů opačný, ale v upravené řadě let je tomu již naopak a v letech (po)povodňových je vidět nárůst o 1 276 ks amura) (tabulka 5-24).



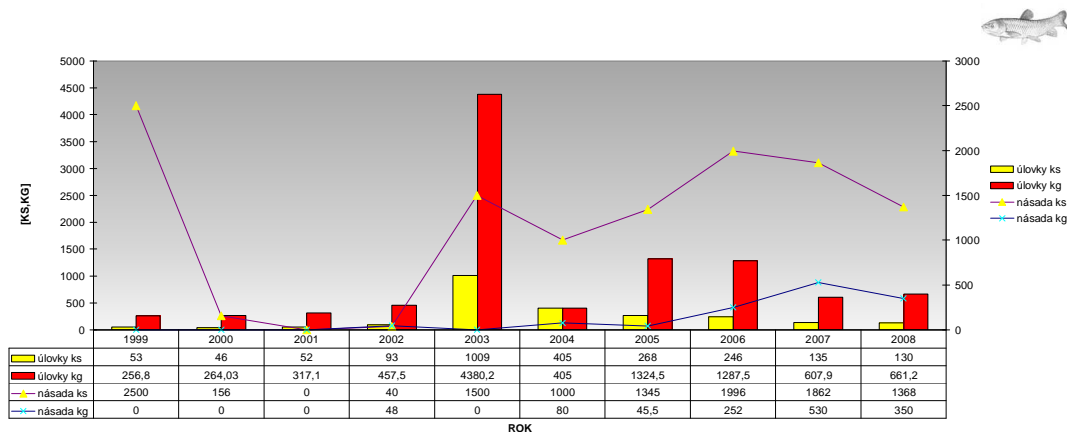
Obrázek 5-35 Srovnání vysazování a úlovků amura na nádrži Orlik v letech 1999 – 2008

Srovnání vysazování a úlovků amura na nádrži Kamýk je zobrazeno na obrázku 5-36. Rok 2003 potažmo rok 2004 byl naprosto pro nádrž atypický. Tomu odpovídají i výsledky celkových průměrů úlovku amura na této nádrži. V letech mimopovodňových je celkový průměr 41 ks, v letech (po)povodňových 185 ks. V upraveném souboru let je to 52 ks mimo povodňové události a 218 ks v letech (po)povodňových.



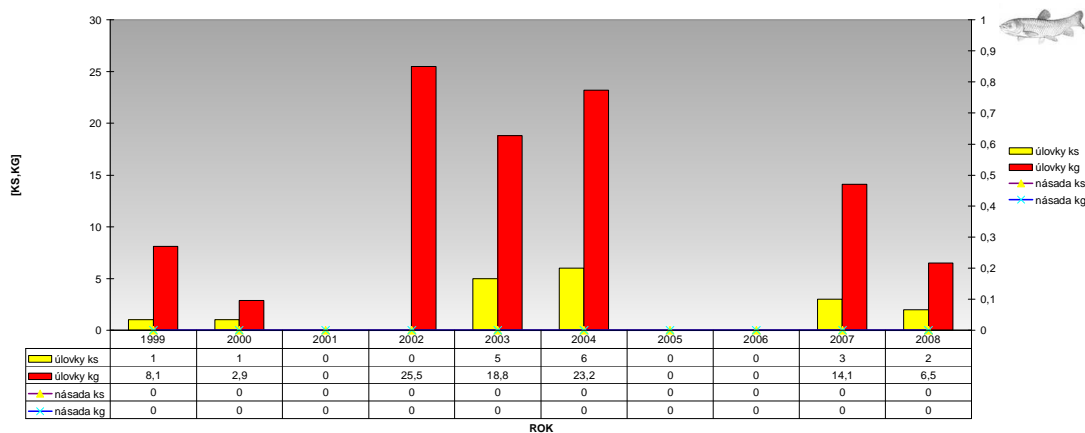
Obrázek 5-36 Srovnání vysazování a úlovků amura na nádrži Kamýk v letech 1999 – 2008

Taktéž u nádrže Slapy je zřetelný trend v letech (po)povodňových se zvýšením celkových průměrů úlovků amura (zvýšení o 265 ks v prvním i druhém případě). Jednotlivé roky jsou předvedeny na obrázku 5-37.



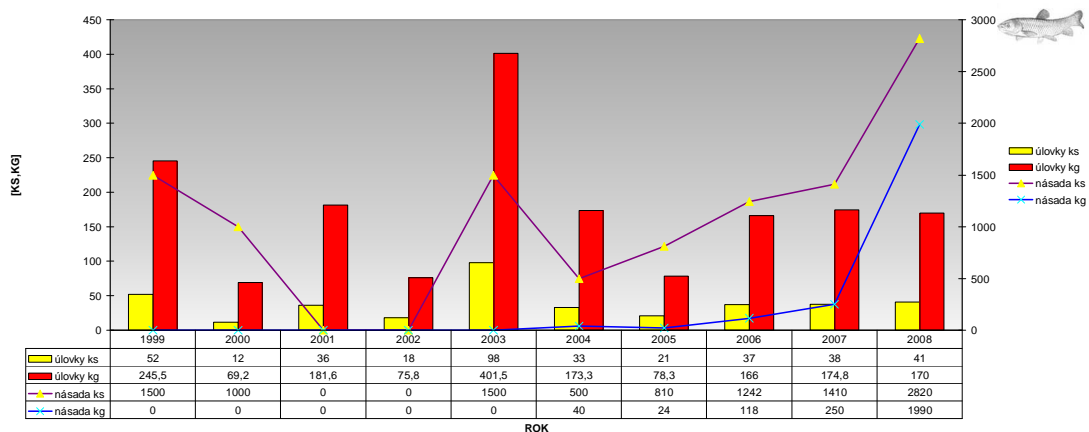
Obrázek 5-37 Srovnání vysazování a úlovků amura na nádrži Slapy v letech 1999 – 2008

U nádrže Štěchovice (obrázek 5-38) je sice patrné zvýšení celkových průměrů úlovků amura v letech (po)povodňových, ale rozdíl je nepatrný. Amur se do této nádrže vůbec nevysazuje.



Obrázek 5-38 Srovnání vysazování a úlovků amura na nádrži Štěchovice v letech 1999 – 2008

U nádrže Vrané (obrázek 5-39) je celkový průměr úlovků amura v letech (po)povodňových více patrný v druhé datové sadě. Jedná se v průměru o nárůst z 23 ks na 45 ks amura. Celkové průměry v nasazování prezentuje tabulka 5-19 a tabulka 5-20.



Obrázek 5-39 Srovnání vysazování a úlovků amura na nádrži Vrané v letech 1999 – 2008

- Bolen**

V celkovém průměru všech zájmových vodních děl jsou úlovky v letech (po)povodňových zvýšeny téměř srovnatelně v obou případech datových řad. Celkové průměry na jednotlivých nádržích popisují následující tabulky (tabulka 5-25 až 5-28).

Tabulka 5-25 Srovnání úlovků bolena v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 1985-2008

druh	Bolen		
Průměr z úlovky ks	Povodeň2		
nádrž	Ne	Ano	Celkový průměr
Hněvkovice	65,64	100,67	78,00
Kamýk	6,00	24,83	17,30
Kořensko	106,67	246,50	162,60
Lipno	95,00	607,83	248,85
Orlík	305,00	783,33	448,50
Slapy	26,91	120,50	59,94
Štěchovice	1,45	3,00	2,00
Vrané	2,90	17,67	6,31
Celkový průměr	91,04	252,73	147,44

Tabulka 5-26 Srovnání úlovků bolena v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 2000-2008

druh	Bolen		
Průměr z úlovky ks	Povodeň_upr2		
nádrž	Ne	Ano	Celkový průměr
Hněvkovice	101,67	110,00	106,88
Kamýk	6,67	29,40	20,88
Kořensko	83,33	279,60	206,00
Lipno	378,00	683,00	568,63
Orlík	349,33	837,40	654,38
Slapy	67,33	105,00	90,88
Štěchovice	2,00	3,00	2,63
Vrané	13,67	16,20	15,25
Celkový průměr	125,25	257,95	208,19

Tabulka 5-27 Srovnání násad bolena v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 1985-2008

druh	Bolen		
Průměr z násady ks	Povodeň2		
nádrž	Ne	Ano	Celkový průměr
Hněvkovice	270,00	0,00	207,69
Kamýk	1 712,50	275,00	993,75
Kořensko	625,00	133,33	490,91
Lipno	0,00	0,00	0,00
Orlík	3 775,00	5 000,00	4 142,50
Slapy	1 223,64	1 500,00	1 321,18
Štěchovice	469,82	250,00	392,24
Vrané	1 045,00	2 003,33	1 266,15
Celkový průměr	1 191,09	1 412,06	1 256,42

Tabulka 5-28 Srovnání násad bolena v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 2000-2008

druh	Bolen		
Průměr z násady ks	Povodeň_upr2		
nádrž	Ne	Ano	Celkový průměr
Hněvkovice	0,00	0,00	0,00
Kamýk	2 283,33	275,00	1 135,71
Kořensko	0,00	133,33	80,00
Lipno	0,00	0,00	0,00
Orlík	5 650,00	5 000,00	5 243,75
Slapy	833,33	1 800,00	1 437,50
Štěchovice	516,67	300,00	381,25
Vrané	1 086,67	1 602,00	1 408,75
Celkový průměr	1 481,43	1 363,94	1 409,63

Z výsledků (řada 1985 – 2008) je prokázán zřejmý nárůst úlovků bolena v letech 2002 – 2004 a v letech 2006 – 2008 na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ u všech nádrží (tabulka 5-29).

U modifikované řady (2000 – 2008) je zvýšení evidentní na téže hladině významnosti pouze u nádrží Kamýk a Kořensko, jako tomu bylo v případě kapra obecného (tabulka 5-30).

Tabulka 5-29 Statistické zhodnocení úlovků bolena na nádržích Vltavské kaskády z let 1985 – 2008

Nádrž	Průměr	Sm.odch.	N	Sm.chyba	Referenční konstanta	t	SV	p	p-jednostranné	význ. rozdíl
Hněvkovice	65,636	56,751	11	17,111	100,670	-2,047	10	0,068	0,034 ano*	
Kamýk	6,000	6,782	4	3,391	24,830	-5,553	3	0,012	0,006 ano**	
Kořensko	106,667	72,889	9	24,296	246,500	-5,755	8	0,000	0,000 ano***	
Lipno	95,000	267,743	14	71,557	607,830	-7,167	13	0,000	0,000 ano***	
Orlík	305,000	254,245	14	67,950	783,330	-7,039	13	0,000	0,000 ano***	
Slapy	26,909	41,431	11	12,492	120,500	-7,492	10	0,000	0,000 ano***	
Štěchovice	1,455	2,162	11	0,652	3,000	-2,371	10	0,039	0,020 ano*	
Vrané	4,727	7,538	11	2,273	17,670	-5,695	10	0,000	0,000 ano***	

úlovky (ks)

$H_0 : \mu_{Ne} \geq \mu_{Ano}$ nezamítám nulovou hypotézu

$H_A : \mu_{Ne} < \mu_{Ano}$ prokázala se alternativní hypotéza

Tabulka 5-30 Statistické zhodnocení úlovků bolena na nádržích Vltavské kaskády z let 2000 – 2008

upravené roky

Nádrž	Průměr	Sm.odch.	N	Sm.chyba	Referenční konstanta	t	SV	p	p-jednostranné	význ. rozdíl
Hněvkovice	101,667	62,979	3	36,361	110,000	-0,229	2	0,840	0,420	
Kamýk	6,667	8,145	3	4,702	29,400	-4,835	2	0,040	0,020	ano*
Kořensko	83,333	19,553	3	11,289	279,600	-17,385	2	0,003	0,002	ano**
Lipno	378,000	558,194	3	322,274	683,000	-0,946	2	0,444	0,222	
Orlík	349,333	382,769	3	220,992	837,400	-2,209	2	0,158	0,079	
Slapy	67,333	36,692	3	21,184	105,000	-1,778	2	0,217	0,109	
Štěchovice	2,000	1,732	3	1,000	3,000	-1,000	2	0,423	0,211	
Vrané	13,667	8,145	3	4,702	16,200	-0,539	2	0,644	0,322	

úlovky (ks)

$H_0 : \mu_{Ne} \geq \mu_{Ano}$ nezamítám nulovou hypotézu

$H_A : \mu_{Ne} < \mu_{Ano}$ prokázala se alternativní hypotéza

Z výsledků (řada 1985 – 2008) je prokázán statisticky významný rozdíl u násad bolena na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ u jediné nádrže, Vrané (tabulka 5-31).

U modifikované řady (2000 – 2008) není statisticky významný rozdíl prokázán u žádné ze sledovaných nádrží (tabulka 5-32).

Tabulka 5-31 Statistické zhodnocení násad bolena na nádržích Vltavské kaskády z let 1985 – 2008

Nádrž	Průměr	Sm.odch.	N	Sm.chyba	Referenční konstanta	t	SV	p	p-jednostranné	význ. rozdíl
Hněvkovice	270,000	853,815	10	270,000	0,000	1,000	9	0,343	0,172	
Kamýk	1712,500	2404,293	4	1202,147	275,000	1,196	3	0,318	0,159	
Kořensko	625,000	1767,767	8	625,000	133,330	0,787	7	0,457	0,229	
Lipno	0,000		13		0,000		12			
Orlík	3775,000	7927,332	14	2118,669	5000,000	-0,578	13	0,573	0,287	
Slapy	1223,636	1135,141	11	342,258	1500,000	-0,807	10	0,438	0,219	
Štěchovice	469,818	521,698	11	157,298	250,000	1,397	10	0,193	0,096	
Vrané	1086,364	769,913	11	232,137	2003,330	-3,950	10	0,003	0,001	ano***

násady ks

$H_0 : \mu_{Ne} \geq \mu_{Ano}$ nezamítám nulovou hypotézu

$H_A : \mu_{Ne} < \mu_{Ano}$ prokázala se alternativní hypotéza

Tabulka 5-32 Statistické zhodnocení násad bolena na nádržích Vltavské kaskády z let 2000 – 2008

upravené roky

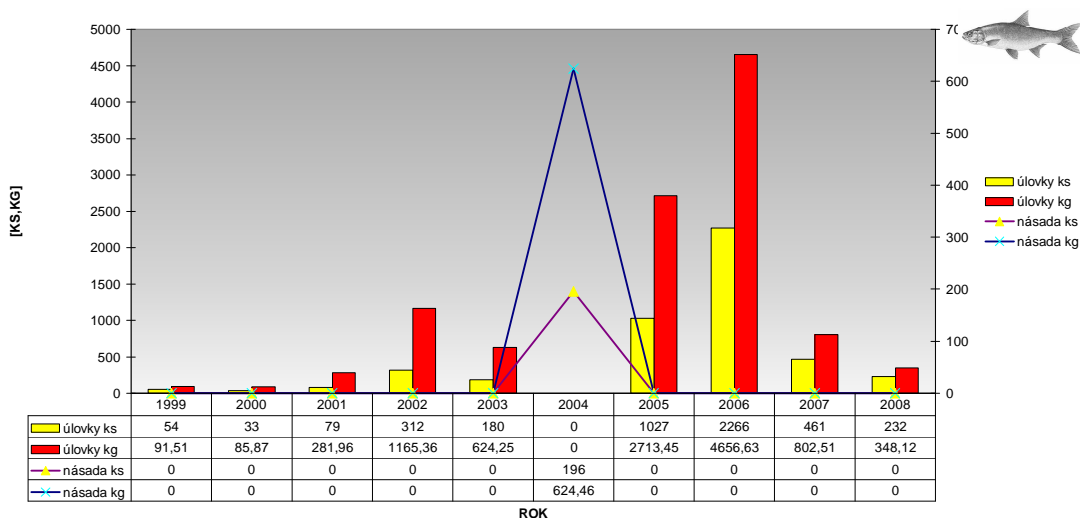
Nádrž	Průměr	Sm.odch.	N	Sm.chyba	Referenční konstanta	t	SV	p	p-jednostranné	význ. rozdíl
Hněvkovice	0,000		2		0,000		1			
Kamýk	2283,333	2591,492	3	1496,199	275,000	1,342	2	0,312	0,156	
Kořensko	0,000		2		133,330		1			
Lipno	0,000		2		0,000		1			
Orlík	5650,000	736,546	3	425,245	5000,000	1,529	2	0,266	0,133	
Slapy	833,333	763,763	3	440,959	1800,000	-2,192	2	0,160	0,080	
Štěchovice	516,667	851,959	3	491,878	300,000	0,440	2	0,703	0,351	
Vrané	1086,667	377,536	3	217,970	1602,000	-2,364	2	0,142	0,071	

násady ks

$H_0 : \mu_{Ne} \geq \mu_{Ano}$ nezamítám nulovou hypotézu

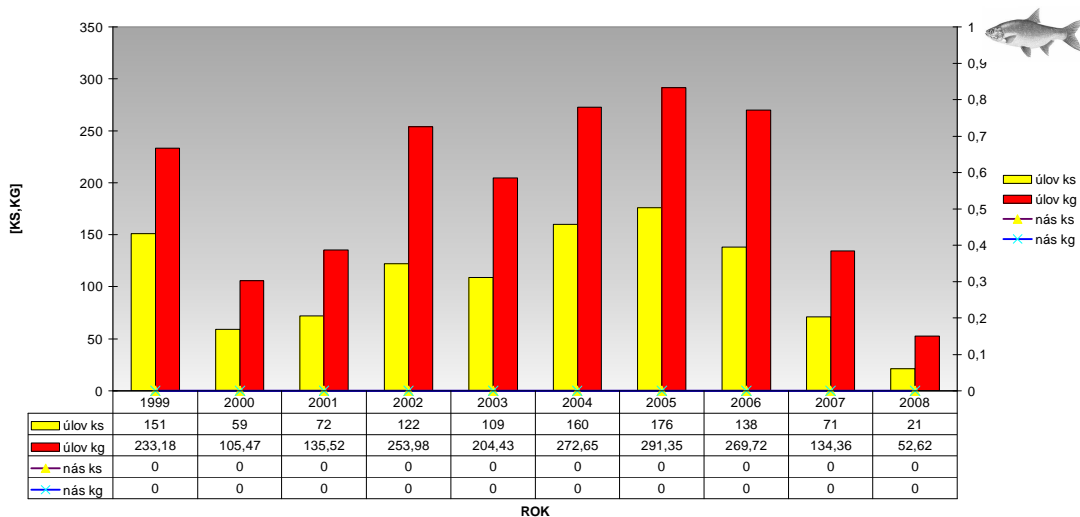
$H_A : \mu_{Ne} < \mu_{Ano}$ prokázala se alternativní hypotéza

V údolní nádrži Lipno vzrostl celkový průměr počtu úlovků bolena v letech (po)povodňových o 513 ks ryb oproti letům předcházejícím. Vysazování bolena není registrováno vyjma roku 2004.



Obrázek 5-40 Srovnání vysazování a úlovků bolena na nádrži Lipno v letech 1999 – 2008

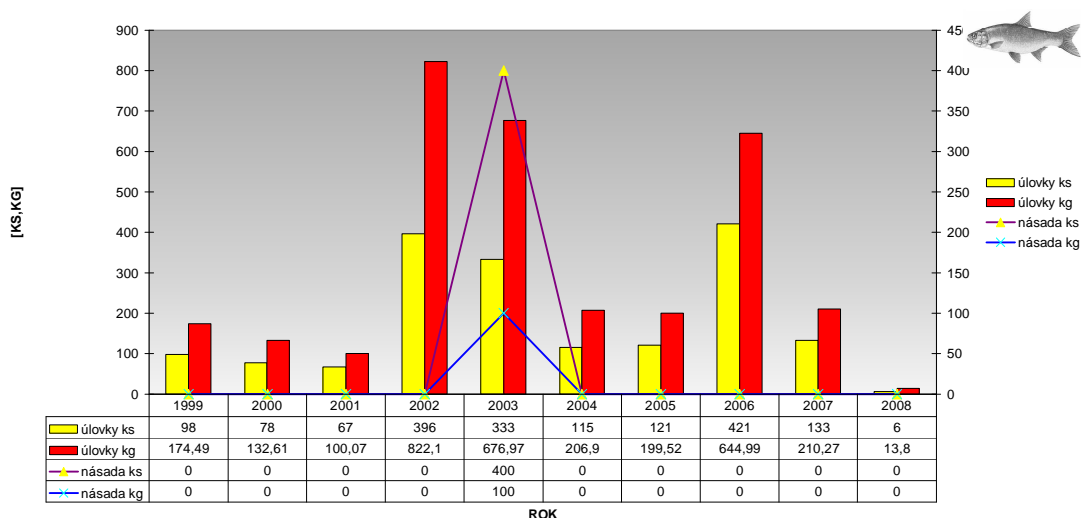
Na nádrži Hněvkovice situace v úlovcích bolena obdobná jako u nádrže Lipno, avšak nikoli s tak výrazným rozdílem (jednotlivé roky viz **obrázek 5-41**). V roce 2005 bylo dosaženo maximum ze sledovaného období v úlovcích v kusech i kilogramech.



Obrázek 5-41 Srovnání vysazování a úlovků bolena na nádrži Hněvkovice v letech 1999 – 2008

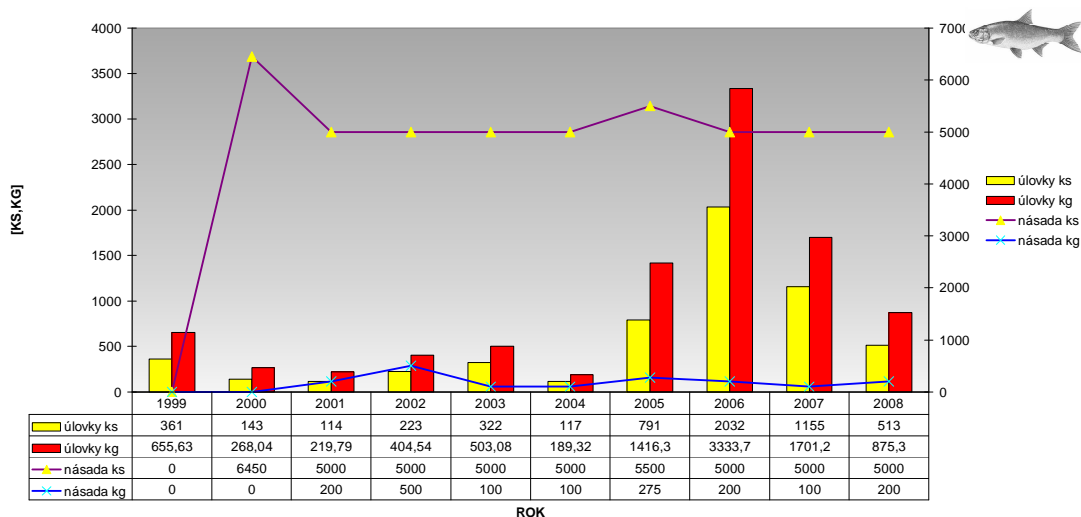
Kořensko vykazuje celkové průměry v úlovcích bolena v letech (po)povodňových v prvním případě o 140 ks více, v druhém o 195 ks bolena vzhledem k letům nepovodňovým. Úlovky v jednotlivých letech viz **obrázek 5-42**. Nejvyšší počet úlovků

(ks) byl zaznamenán v roce 2006, největší hmotnostní úlovky bolena (kg) byly uloveny v roce 2002.



Obrázek 5-42 Srovnání vysazování a úlovků bolena na nádrži Kořensko v letech 1999 – 2008

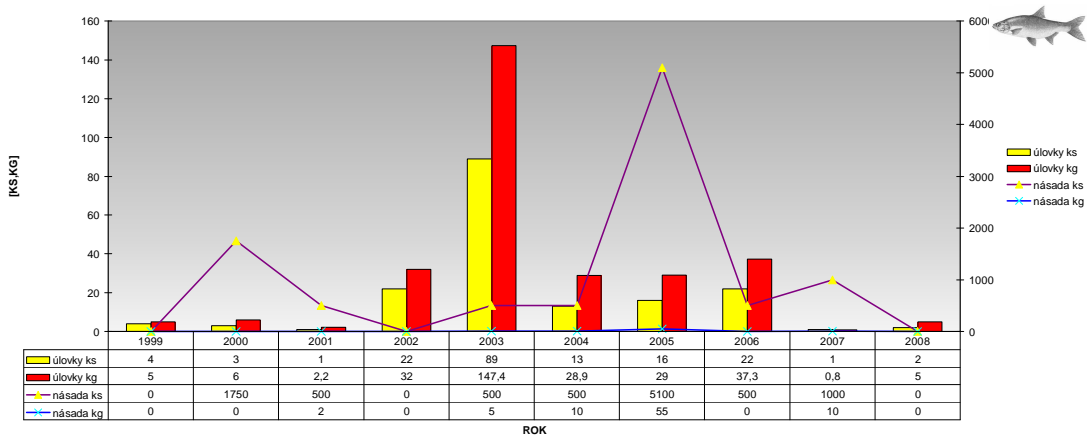
Na Orlíku je zřejmý nárůst celkového průměru úlovků bolena v letech (po)povodňových. Jak deklaruje následující obrázek (obrázek 5-43) zvláště rybářsky úspěšný byl povodňový rok 2006.



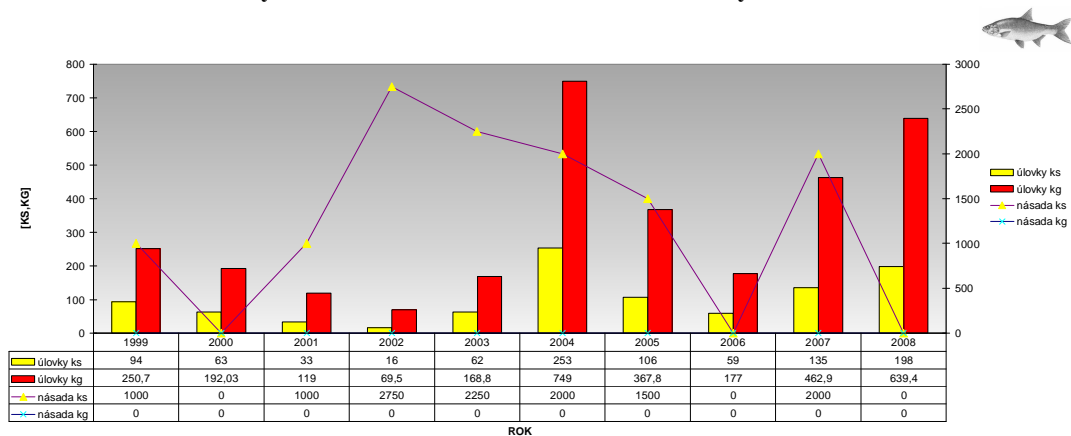
Obrázek 5-43 Srovnání vysazování a úlovků bolena na nádrži Orlík v letech 1999 – 2008

Na nádrži Kamýk, Slapy, Štěchovice i Vrané je celkový průměr o úlovcích bolena rovněž se shodným výsledkem jako u předešlých vodních děl. Více viz tabulky (tabulka 5-25 až 5-28) a doplňující grafická znázornění singulárních let (obrázek 5-44 až obrázek 5-47). V úlovcích bolena na nádrži Kamýk je zajímavý rok 2003 (maximum úlovků) a u nádrže Slapy je to rok následující (2004). U nádrže Štěchovice jsou oba

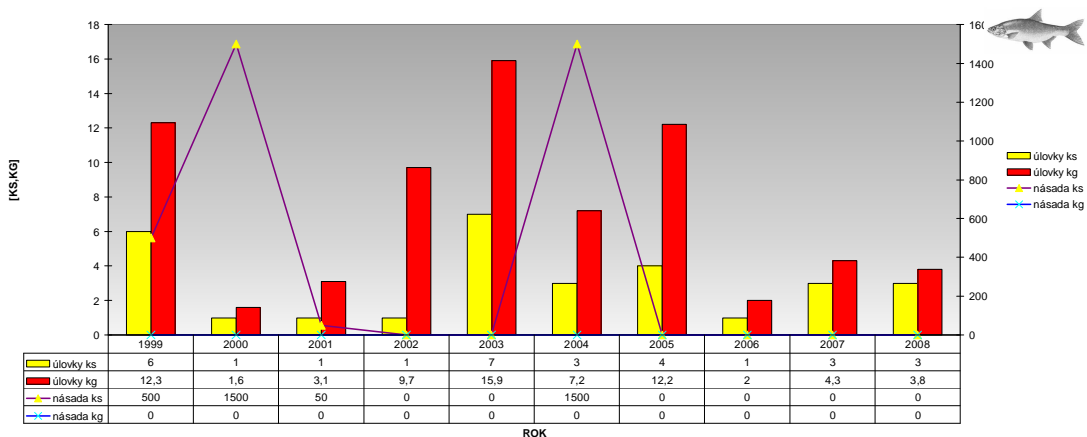
jmenované roky předešlých nádrží v úlovcích bolena početnější, naopak je však rok 2006 v úlovcích až překvapivě méně výrazný.



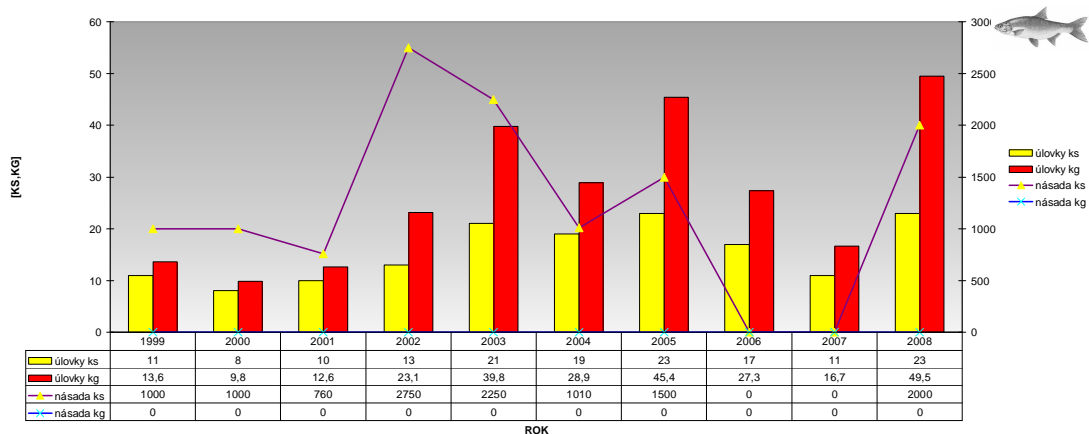
Obrázek 5-44 Srovnání vysazování a úlovků bolena na nádrži Kamýk v letech 1999 – 2008



Obrázek 5-45 Srovnání vysazování a úlovků bolena na nádrži Slapy v letech 1999 – 2008



Obrázek 5-46 Srovnání vysazování a úlovků bolena na nádrži Štěchovice v letech 1999 – 2008



Obrázek 5-47 Srovnání vysazování a úlovků bolena na nádrži Vrané v letech 1999 – 2008

5.3.4 Porovnání biomasy celkových úlovků a násad na nádržích Vltavské kaskády

Biomasa celkových úlovků a násad Vltavské kaskády stejně jako abundance (kapitola 5.3.1) je aplikována se zřetelem k povodňovým situacím v roce 2002 a 2006. Pro rovnoměrnější uspořádání datové řady byl rok 2004 ponechán jako povodňový respektive po-povodňový („ANO“), rok 2005 již nikoli („NE“).

Tabulka 5-33 a tabulka 5-34 uvádí průměrné úlovky v daných letech u všech druhů ryb společně, tabulka 5-35 a tabulka 5-36 popisují celkové průměrné nasazování taktéž pro všechny druhy ryb.

Přehledné grafické zobrazení lze nalézt v přílohách (příloha 14-9 až příloha 14-12).

Pro všechny nádrže hromadně je celkový průměr v letech (po)povodňových vyšší v obou případech datových sad (v tabulce 5-34 vyjma nádrže Lipno). V nasazování tomu již ale tak není, na nádrži Kamýk a Kořensko bylo v průměru v letech nepovodňových vysazováno více než v letech (po) povodňových (tabulka 5-35).

Tabulka 5-33 Srovnání všech úlovků (kg) v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 1985-2008

Průměr z úlovky kg	Povodeň2		Celkový průměr
	Ne	Ano	
nádrž			
Hněvkovice	38 378,35	59 067,59	45 680,44
Kamýk	5 718,28	28 055,77	19 120,77
Kořensko	16 641,75	29 352,27	21 725,95
Lipno	104 469,26	114 466,54	107 468,44
Orlík	51 241,56	114 803,04	70 310,01
Slapy	39 564,96	71 394,42	50 798,89
Štěchovice	2 484,51	3 739,47	2 927,44
Vrané	12 010,75	18 362,38	14 252,50
Celkový průměr	39 640,29	54 905,18	45 149,42

Tabulka 5-34 Srovnání všech úlovků (kg) v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 2000-2008

Průměr z úlovky kg	Povodeň2_upr		Celkový průměr
	Ne	Ano	
nádrž			
Hněvkovice	52 009,76	59 067,59	56 714,98
Kamýk	6 947,03	28 055,77	21 019,52
Kořensko	19 411,47	29 352,27	26 038,67
Lipno	131 396,59	114 466,54	120 109,89
Orlík	67 053,23	114 803,04	98 886,44
Slapy	54 185,10	71 394,42	65 657,98
Štěchovice	5 106,77	3 739,47	4 195,23
Vrané	13 897,07	18 362,38	16 873,94
Celkový průměr	43 750,88	54 905,18	51 187,08

Tabulka 5-35 Srovnání všech násad (kg) v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 1985-2008

Průměr z násady kg	Povodeň2		Celkový průměr
	Ne	Ano	
nádrž			
Hněvkovice	23 928,09	32 877,50	27 086,71
Kamýk	17 487,75	15 744,08	16 441,55
Kořensko	14 441,89	10 599,17	12 904,80
Lipno	76 576,00	93 340,83	82 164,28
Orlík	47 090,94	65 433,33	53 564,72
Slapy	29 587,44	48 610,30	36 301,39
Štěchovice	3 184,27	4 568,50	3 672,82
Vrané	14 322,36	21 201,38	16 750,25
Celkový průměr	30 226,05	36 546,89	32 596,36

Tabulka 5-36 Srovnání všech násad (kg) v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 2000-2008

Průměr z násady kg	Povodeň2_upr		Celkový průměr
	Ne	Ano	
nádrž			
Hněvkovice	36 890,00	32 877,50	34 215,00
Kamýk	19 062,67	15 744,08	16 850,28
Kořensko	11 145,67	10 599,17	10 781,33
Lipno	100 680,00	93 340,83	95 787,22
Orlík	68 327,10	65 433,33	66 397,92
Slapy	49 545,93	48 610,30	48 922,18
Štěchovice	5 870,00	4 568,50	5 002,33
Vrané	19 102,67	21 201,38	20 501,81
Celkový průměr	38 828,00	36 546,89	37 307,26

Z výše uvedených tabulek plyne, že v případě úlovků uváděných v kilogramech ze všech dostupných let úlovky vzrostly na všech nádržích Vltavské kaskády. Pokud se data respektive roky narovnají, platí o úlovcích totéž.

Situace s násadami vykazuje zvýšení u nádrží Hněvkovice, Lipna, Orlíku, Slapy, Štěchovice a Vrané. U nádrží Kořensko a Kamýk je klesající charakter. Po upravení let se více nasazovalo pouze na nádrži Vrané. U ostatních byla zaznamenána klesající

tendence. Tedy vyjma nádrže Vrané všechny nádrže v tomto případě změnilý svůj profil.

Přesnější výsledky dává následující statistické vyhodnocení t-testů respektive testy průměrů vůči referenční konstantě (tabulka 5-37 až tabulka 5-40).

Tabulka 5-37 Statistické zhodnocení úlovků na nádržích Vltavské kaskády z let 1985 – 2008

Nádrž	Průměr	Sm.odch.	N	Sm.chyba	Referenční konstanta	t	SV	p	p-jednostranné	význ. rozdíl
Hněvkovice	38378,353	11104,485	11	3348,128	59067,590	-6,179	10	0,000	0,000	ano***
Kamýk	5718,275	4701,519	4	2350,759	28055,770	-9,502	3	0,002	0,001	ano***
Kořensko	16641,746	3831,805	9	1277,268	29352,270	-9,951	8	0,000	0,000	ano***
Lipno	104469,260	23739,532	14	6344,657	114466,540	-1,576	13	0,139		0,070
Orlík	51241,563	38400,153	14	10262,873	114803,040	-6,193	13	0,000	0,000	ano***
Slapy	39564,964	11942,579	11	3600,823	71394,420	-8,839	10	0,000	0,000	ano***
Štěchovice	2484,509	1972,736	11	594,802	3739,470	-2,110	10	0,061	0,031	ano*
Vrané	12010,745	2607,578	11	786,214	18362,380	-8,079	10	0,000	0,000	ano***

úlovky (kg)

$H_0 : \mu_{Ne} \geq \mu_{Ano}$ nezamítám nulovou hypotézu

$H_A : \mu_{Ne} < \mu_{Ano}$ prokázala se alternativní hypotéza

Tabulka 5-38 Statistické zhodnocení úlovků na nádržích Vltavské kaskády z let 2000 – 2008

Nádrž	Průměr	Sm.odch.	N	Sm.chyba	Referenční konstanta	t	SV	p	p-jednostranné	význ. rozdíl
Hněvkovice	52009,757	3529,340	3	2037,666	59067,590	-3,464	2	0,074	0,037	ano*
Kamýk	6947,033	4908,904	3	2834,157	28055,770	-7,448	2	0,018	0,009	ano**
Kořensko	19411,473	2482,663	3	1433,366	29352,270	-6,935	2	0,020	0,010	ano**
Lipno	131396,587	6924,827	3	3998,051	114466,540	4,235	2	0,051	0,026	ano*
Orlík	67053,227	57324,235	3	33096,163	114803,040	-1,443	2	0,286		0,143
Slapy	54185,100	9516,641	3	5494,435	71394,420	-3,132	2	0,089	0,044	ano*
Štěchovice	5106,767	333,105	3	192,318	3739,470	7,110	2	0,019	0,010	ano**
Vrané	13897,067	1454,665	3	839,851	18362,380	-5,317	2	0,034	0,017	ano*

úlovky (kg)

$H_0 : \mu_{Ne} \geq \mu_{Ano}$ nezamítám nulovou hypotézu

$H_A : \mu_{Ne} < \mu_{Ano}$ prokázala se alternativní hypotéza

Tabulka 5-39 Statistické zhodnocení násad na nádržích Vltavské kaskády z let 1985 – 2008

Nádrž	Průměr	Sm.odch.	N	Sm.chyba	Referenční konstanta	t	SV	p	p-jednostranné	význ. rozdíl
Hněvkovice	23928,091	9646,818	11	2908,625	32877,500	-3,077	10	0,012	0,006	ano**
Kamýk	17487,750	6585,212	4	3292,606	15744,080	0,530	3	0,633		0,317
Kořensko	14441,889	4163,330	9	1387,777	10599,170	2,769	8	0,024	0,012	ano*
Lipno	65651,000	35597,165	14	9513,743	93340,830	-2,911	13	0,012	0,006	ano**
Orlík	37021,664	27033,569	14	7225,025	65433,330	-3,932	13	0,002	0,001	ano***
Slapy	29587,436	16484,681	11	4970,318	48610,300	-3,827	10	0,003	0,002	ano**
Štěchovice	3184,273	2117,002	11	638,300	4568,500	-2,169	10	0,055	0,028	ano*
Vrané	14322,364	4216,789	11	1271,410	21201,380	-5,411	10	0,000	0,000	ano***

násady kg

$H_0 : \mu_{Ne} \geq \mu_{Ano}$ nezamítám nulovou hypotézu

$H_A : \mu_{Ne} < \mu_{Ano}$ prokázala se alternativní hypotéza

Tabulka 5-40 Statistické zhodnocení násad na nádržích Vltavské kaskády z let 2000 – 2008

upravené roky										
Nádrž	Průměr	Sm.odch.	N	Sm.chyba	Referenční konstanta	t	SV	p	p-jednostranné	význ. rozdíl
Hněvkovice	36890,000	5114,467	3	2952,839	32877,500	1,359	2	0,307	0,154	
Kamýk	19062,667	7082,750	3	4089,227	15744,080	0,812	2	0,502	0,251	
Kořensko	11145,667	545,566	3	314,983	10599,170	1,735	2	0,225	0,112	
Lipno	100680,000	7653,783	3	4418,914	93340,830	1,661	2	0,239	0,119	
Orlík	68327,100	5496,276	3	3173,277	65433,330	0,912	2	0,458	0,229	
Slapy	49545,933	16953,199	3	9787,934	48610,300	0,096	2	0,933	0,466	
Štěchovice	5870,000	2135,860	3	1233,140	4568,500	1,055	2	0,402	0,201	
Vrané	19102,667	3766,920	3	2174,832	21201,380	-0,965	2	0,436	0,218	

násady kg

 $H_0 : \mu_{Ne} \geq \mu_{Ano}$ nezamítám nulovou hypotézu $H_A : \mu_{Ne} < \mu_{Ano}$ prokázala se alternativní hypotéza

Z tabulka 5-37 o statistických úlovcích (v kg) je zřejmé prokazatelné zvýšení úlovků u všech nádrží vyjma nádrže Lipna na hladině významnosti $\alpha = 0,05$. Ovšem po omezení let (2000 – 2008, tabulka 5-38) pro výpočet bylo na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ prokazatelné zvýšení úlovků u všech nádrží vyjma nádrže Orlík, přičemž naopak u Lipna a Štěchovic jsou referenční konstanty nižší oproti průměrům z let předchozích.

Statisticky významný rozdíl na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ u násad je v letech 1985 – 2008 u všech vyjma nádrže Kamýk, avšak u nádrže Kořensko je referenční konstanta nižší oproti průměru z let předchozích než u ostatních nádrží. Naproti tomu po modifikaci let není statisticky významný rozdíl v nasazování v letech „před“ a „po“ povodních na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ u žádné z nich a u všech vyjma nádrže Vrané jsou referenční konstanty nižší oproti průměru z let nepovodňových.

5.3.5 Násady a úlovky ryb na nádržích Vltavské kaskády pro vybrané druhy ryb – hodnocení hierarchickou ANOVOU

Vyhodnocení výše úlovků bylo rovněž analyzováno pomocí obecných lineárních modelů – hierarchickou ANOVOU a byly hodnoceny všechny efekty pro dané druhy ryb:

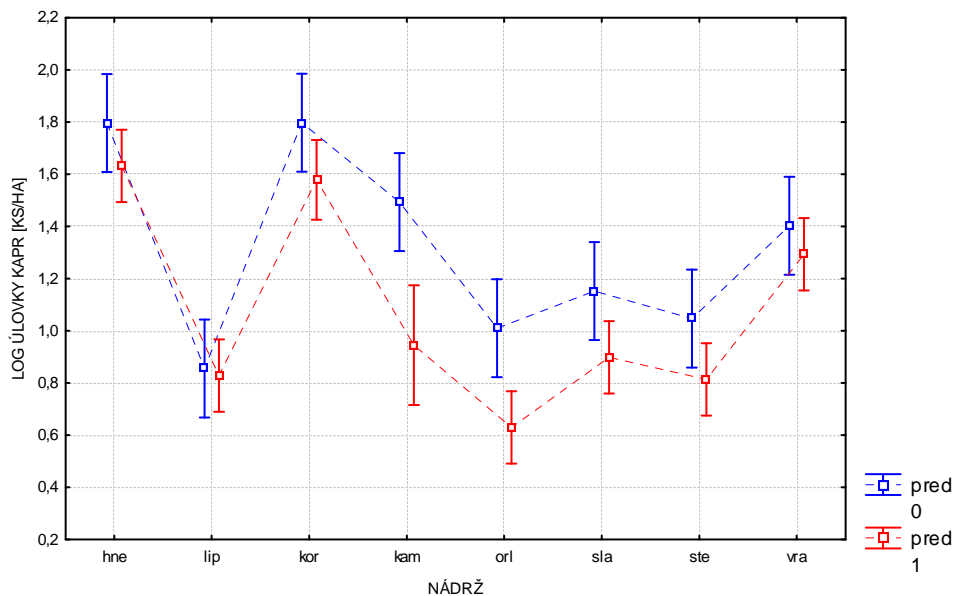
1. zda se nádrže liší mezi sebou bez ohledu na rozdělení do let „před“ a „po“ povodni;
2. zda se liší výše úlovků „před“ a „po“ povodni bez ohledu na nádrž;
3. interakce mezi 1. a 2.

Tímto způsobem byly posouzeny téměř všechny druhy ryb vyskytující se v úlovcích sportovních rybářů. Do této práce byly vybrány jen některé z nich (kapr, lín, okoun, štika, úhoř, amur a bolen), viz následující hodnocení:

- **Kapr**

Nádrže se mezi sebou liší průkazně bez ohledu na „před“ a „po“ a současně se průkazně liší úlovky „před“ a „po“ bez ohledu na nádrž – před povodněmi je uloveno kaprů méně než po povodních.

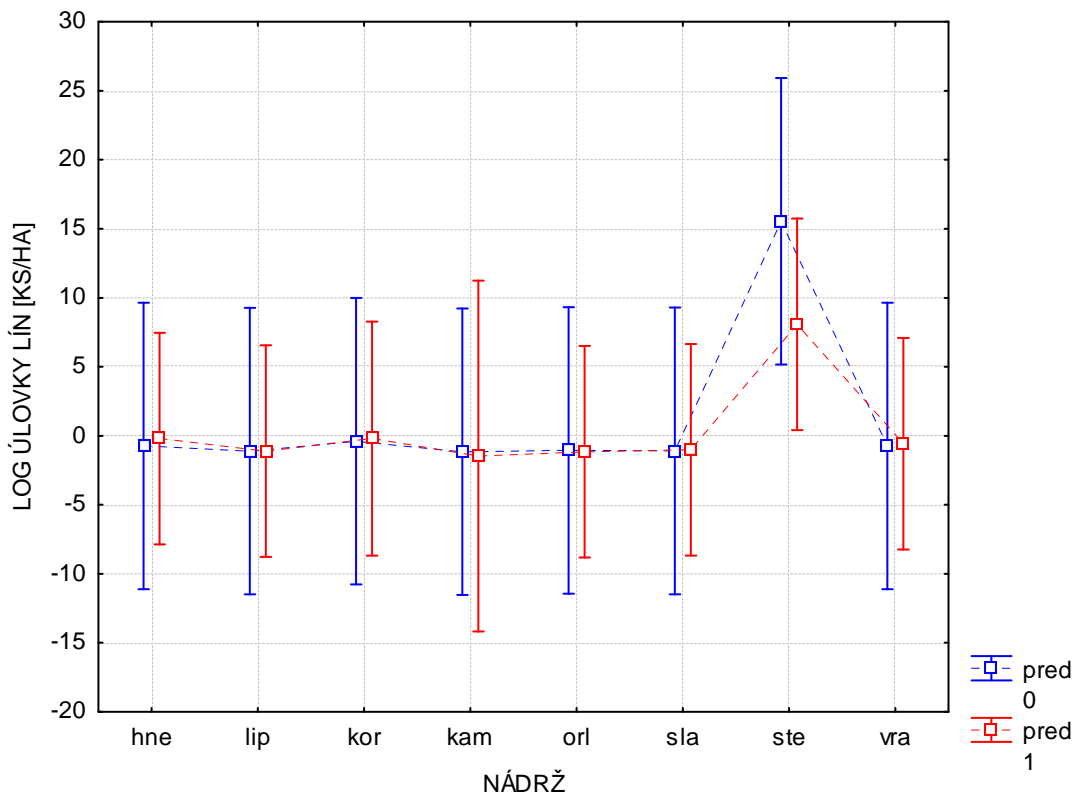
Interakce nevyšla průkazně, tzn. na jedné nádrži ryby nepřibýly ani neubýly, všude je změna přibližně stejná, na všech nádržích ryby přibýly přibližně stejně – viz **obrázek 5-48**.



Obrázek 5-48 Grafické znázornění výše úlovků kapra na přehradách Vltavské kaskády v obdobích s vlivem povodní (pred 0) a bez výskytu povodní (pred 1)

- **Lín**

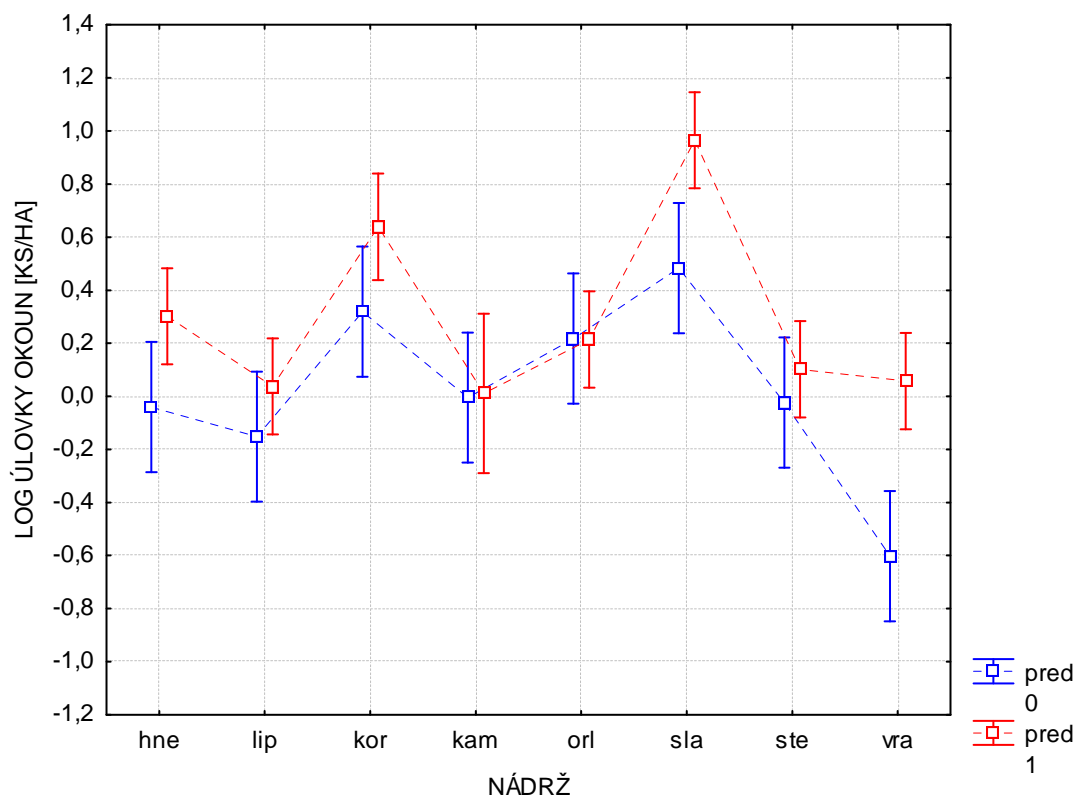
Hodnocení je neprůkazné pro všechny sledované efekty, přestože před povodní obdobně jako u kapra bylo uloveno celkově méně línů (neplatí pro nádrž Štěchovice) než po povodních viz **obrázek 5-49**. Z uvedeného obrázku je zřejmé, že nádrže Vltavské kaskády vykazují v úlovcích lína v letech „před“ a „po“ jen velmi nepatrné rozdíly, vyjma nádrž Štěchovice, jak je uvedeno výše.



Obrázek 5-49 Grafické znázornění výše úlovků lina na přehradách Vltavské kaskády v obdobích s vlivem povodní (pred 0) a bez výskytu povodní (pred 1)

- **Okoun**

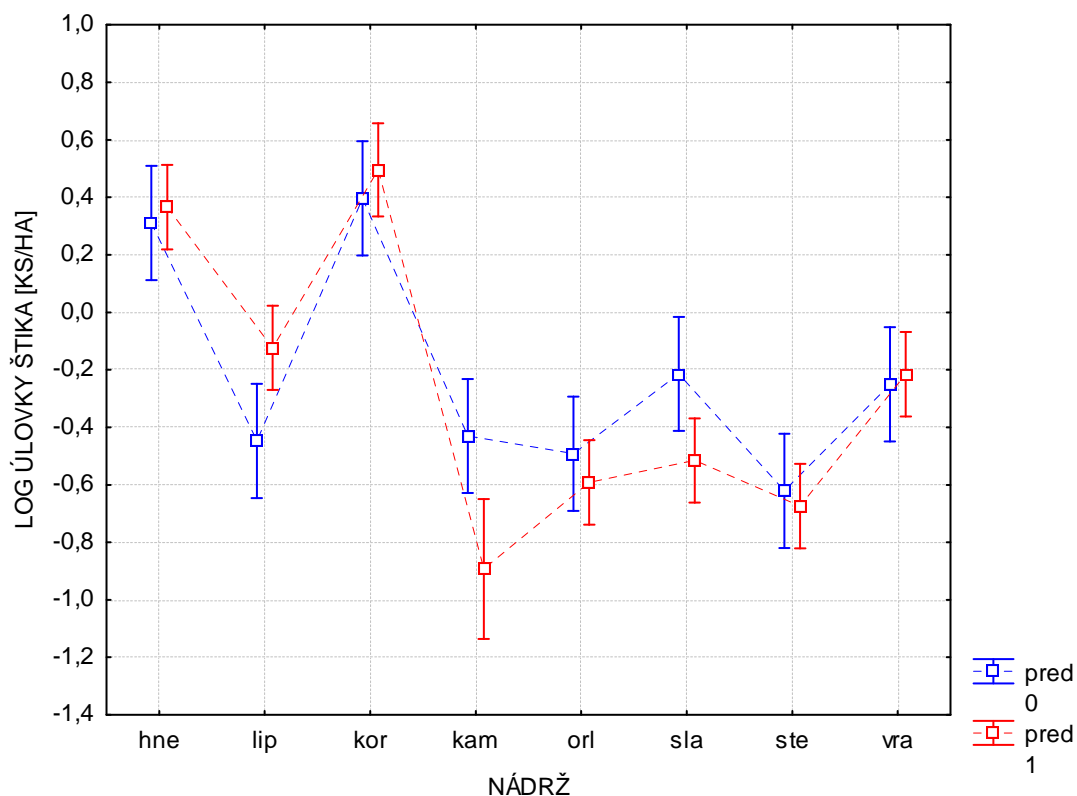
Nádrže Vltavské kaskády jsou mezi sebou průkazně odlišné a rovněž jsou i průkazně odlišná období v úlovcích v „před“ a „po“ povodňových letech. Interakce však zde již průkazná není. Obecně se v letech (po)povodňových ulovilo méně okounů než v letech předchozích (obrázek 5-50). V případě úlovků okouna je výjimečnou nádrží Orlík, který jako jediný zachycuje vyšší počet úlovků v letech (po)povodňových, neboť u všech ostatních nádrží je tomu právě naopak.



Obrázek 5-50 Grafické znázornění výše úlovků okouna na přehradách Vltavské kaskády v obdobích s vlivem povodní (pred 0) a bez výskytu povodní (pred 1)

- **Štika**

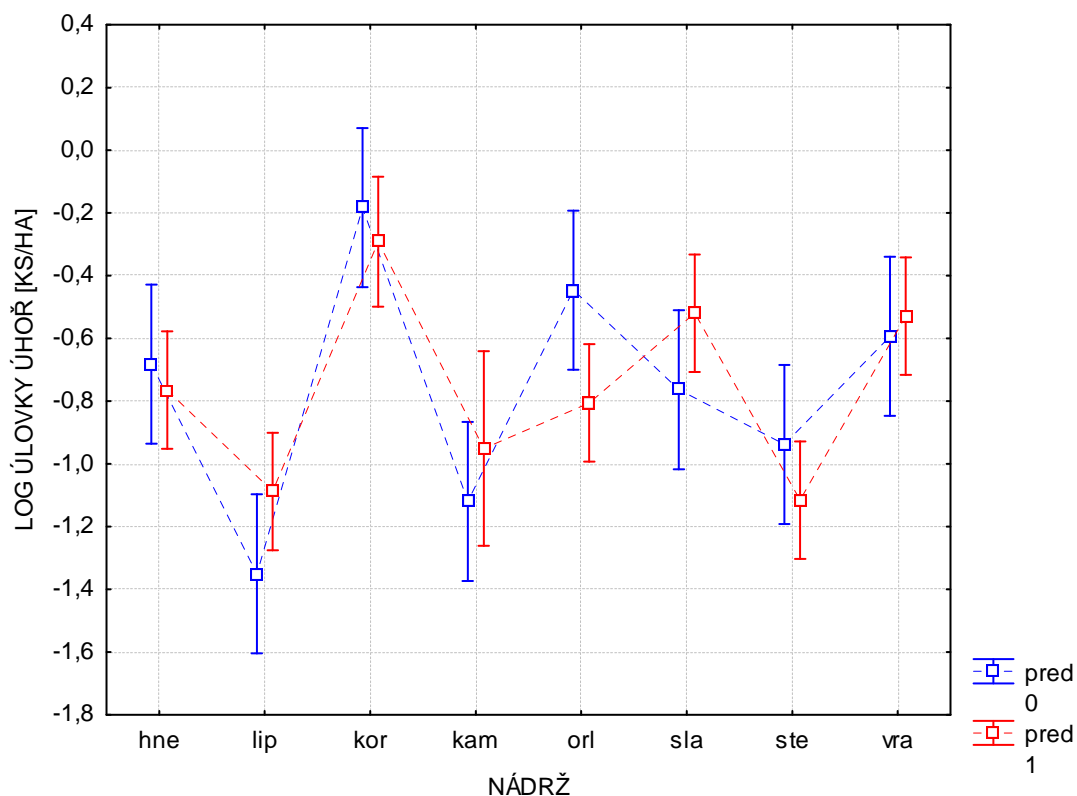
Jednotlivé nádrže se průkazně liší mezi sebou, změny „před“ a „po“ povodních se již průkazně neliší, avšak interakce průkazná naopak opět je, tzn., že záleží u tohoto druhu na nádrži a priori viz **obrázek 5-51**. První nádrže z kaskády (Lipno, Kořensko Hněvkovice) se prezentují nižšími počty úlovků v letech (po)povodňových. U nádrží následujících, vyjma poslední nádrže Vrané, je tomu opačně, tj. v (po)povodňových letech bylo uloveno více ryb.



Obrázek 5-51 Grafické znázornění výše úlovků štiky na přehradách Vltavské kaskády v obdobích s vlivem povodní (pred 0) a bez výskytu povodní (pred 1)

- **Úhoř**

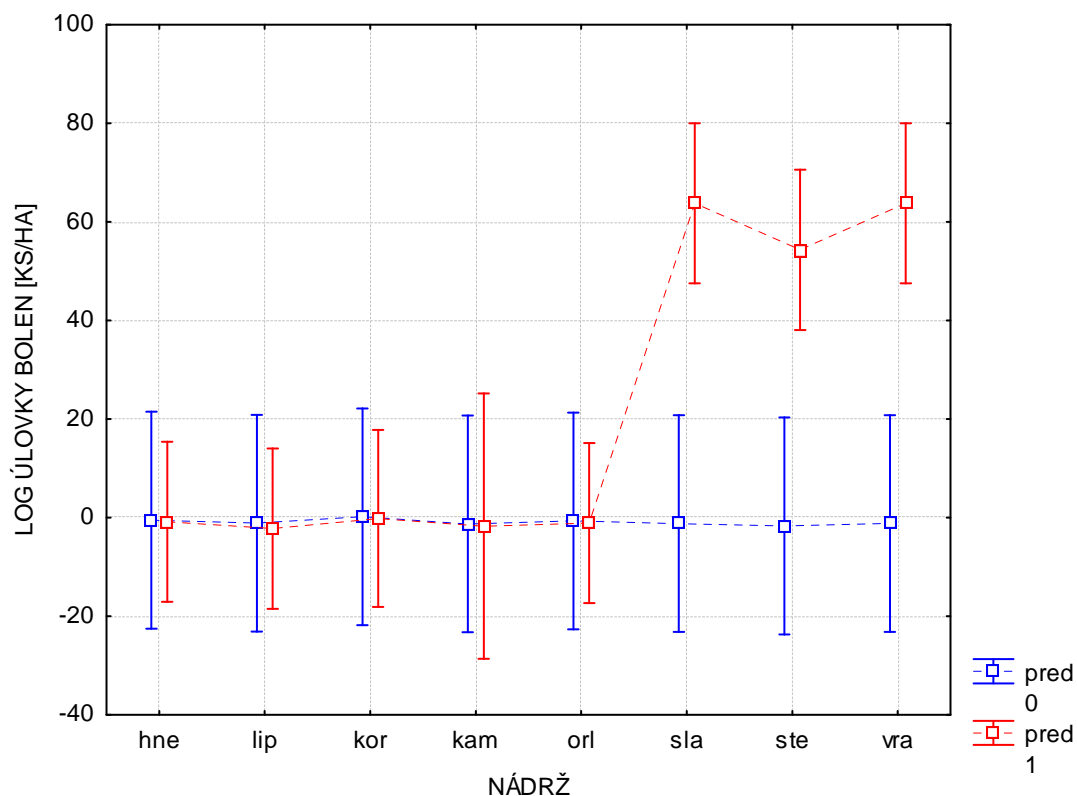
U úhoře jsou nádrže průkazně v úlovcích mezi sebou odlišné. Neprůkazné jsou výsledky pro sledovaná období „před“ a „po“, stejně jako je neprůkazná i interakce (viz obrázek 5-52). Tento obrázek zobrazuje vyšší počet úlovků v obdobích „po“ povodních na nádržích Hněvkovice, Kořensko, Orlík a Štěchovice, naopak vyšších úlovků v obdobích „před“ povodněmi na nádržích Lipno, Kamýk, Slapy a Vrané.



Obrázek 5-52 Grafické znázornění výše úlovků úhoře na přehradách Vltavské kaskády v obdobích s vlivem povodní (pred 0) a bez výskytu povodní (pred 1)

- **Bolen**

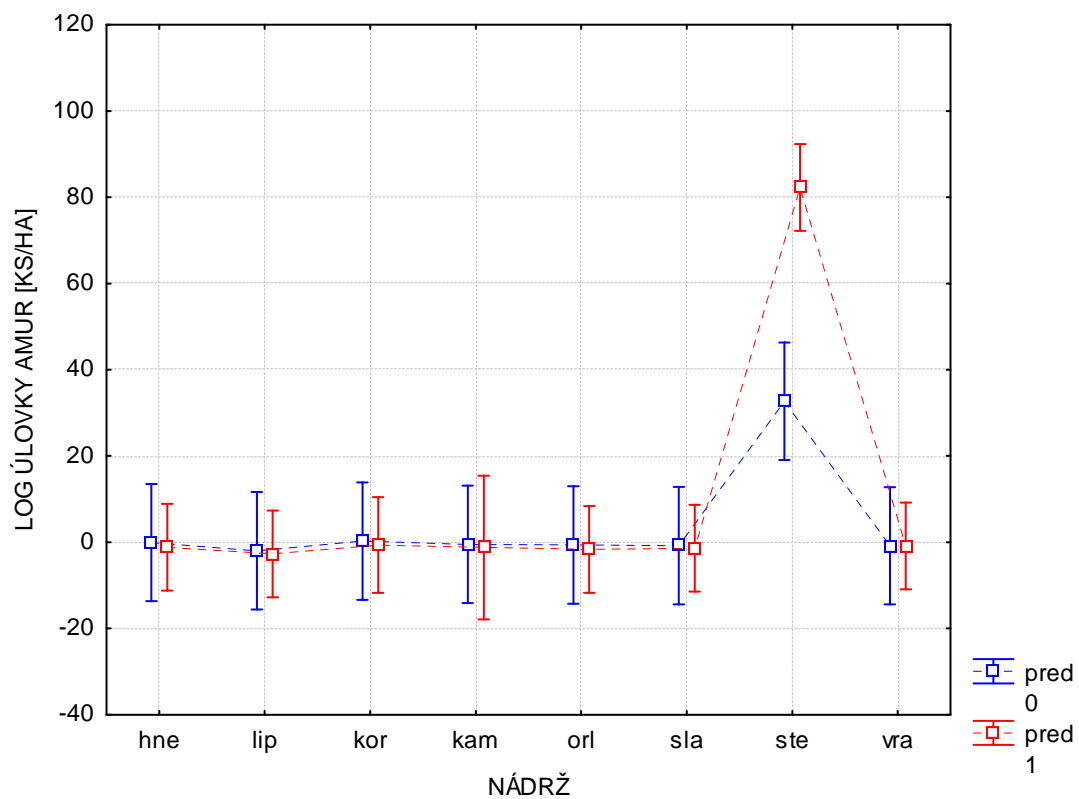
Jednotlivé nádrže se mezi sebou v úlovcích bolena liší průkazně, stejně tak jsou průkazně rozdíly v jeho úlovcích i ve sledovaných obdobích, dělených na roky mimo- a (po)povodňové. Průkazně se projevila i interakce (obrázek 5-53). Nádrže Lipno, Hněvkovice, Kořensko, Orlík a Kamýk vykazují vysokou shodu. Nádrže Slapy, Štěchovice a Vrané vykazovaly vyšší míru úlovků v letech „před“ výskytem povodní.



Obrázek 5-53 Grafické znázornění výše úlovků bolena na přehradách Vltavské kaskády v obdobích s vlivem povodní (pred 0) a bez výskytu povodní (pred 1)

- **Amur**

V úlovcích amura sledované nádrže vykazují statisticky průkazné rozdíly mezi sebou, ale již nejsou průkazné rozdíly v obdobích „před“ a „po“. Naopak interakce již je opět průkazná (obrázek 5-54). Nádrž Štěchovice je v případě amura od ostatních nádrží markantně odlišná, stejně jako tomu bylo v případě úlovků lína, ale s opačným efektem, tj. na rozdíl od lína zde úlovky amura vykazují vyšší počet v letech bez výskytu či vlivu povodňových událostí.



Obrázek 5-54 Grafické znázornění výše úlovků amura na přehradách Vltavské kaskády v obdobích s vlivem povodní (pred 0) a bez výskytu povodní (pred 1)

5.3.6 Statistické porovnání abundance a biomasy celkových úlovků na nádržích Vltavské kaskády mnohorozměrnou analýzou (Canoco) v letech 1999 – 2008

Ve všech analýzách byl použit split – plot design, který zohledňuje údaje pro jednotlivé nádrže, tzn. hierarchický design zohledňující jdoucí pozorování za sebou od stejného objektu, tj. 10 pozorování (1999 – 2008). Do modelu jsou zahrnuty 2 (po)povodňové události. Výsledky jsou zpracovány 1) se zahrnutím druhu kapra obecného, 2) bez zahrnutí kapra. Hodnocena je abundance i biomasa.

- Ad 1) S kaprem

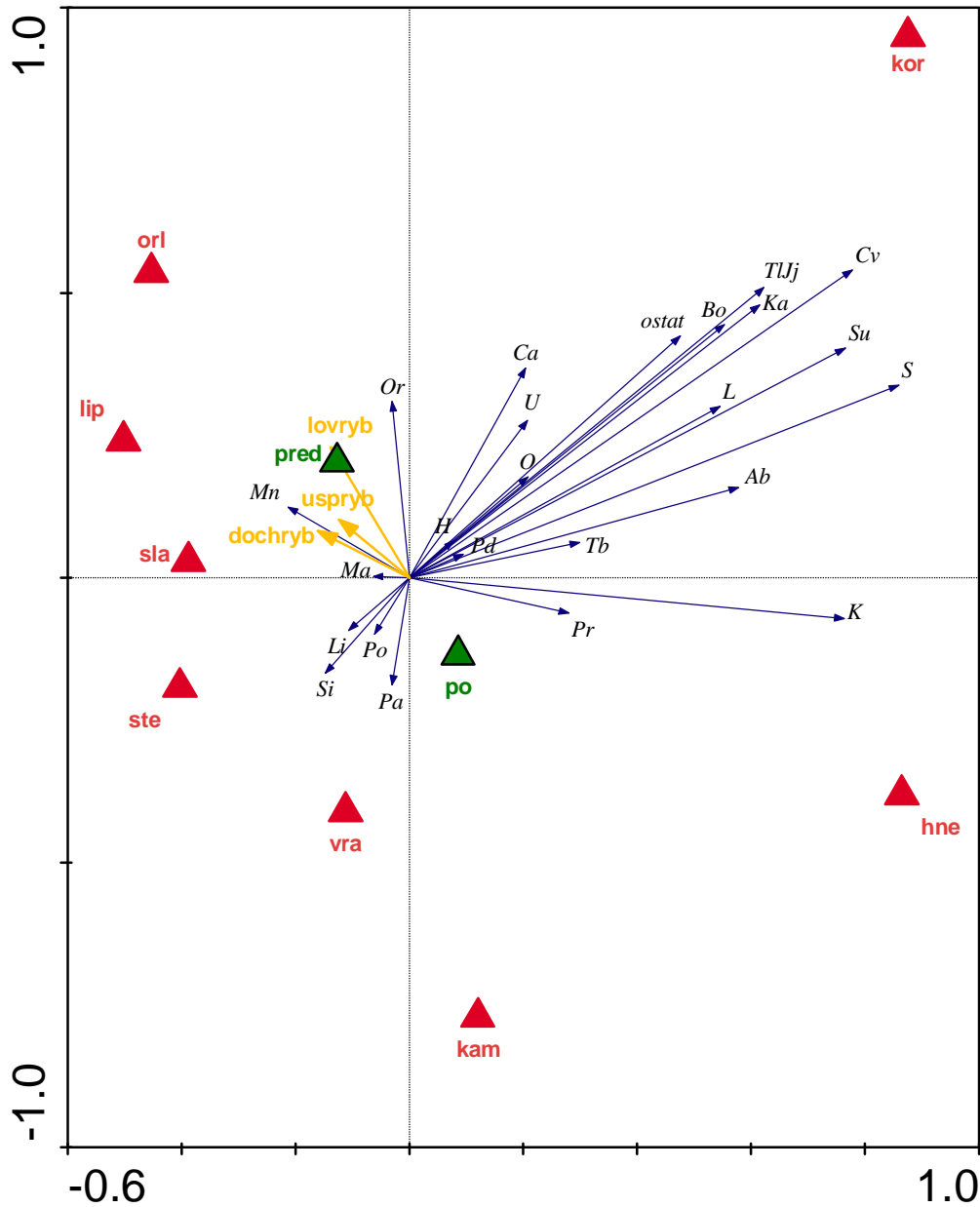
Abundance (ks/ha)

Prvá osa vysvětluje 57,9 % variability, kdežto druhá již jen 3,9 %. První kanonická osa je neprůkazná (Monte Carlo permutační test, $F = 93,4$, $p = 0,822$). Celkově jsou všechny kanonické osy neprůkazné, a proto nelze v tomto případě statisticky potvrdit rozdíl v počtu ulovených kusů před a v (po)povodňových letech. Přesto test naznačuje, že počet lovicích rybářů má na množství ulovených ryb přibližně stejný vliv jako faktor rozdělení na roky před a (po)povodňové, počet úspěšně lovicích rybářů či docházka má na množství ulovených ryb menší vliv než-li faktor rozdělení na roky před a (po)povodňové.

V modelu je naznačené zvýšení úlovků v období povodní nebo v letech následujících u nádrže Hněvkovice s pozitivní korelací druhu *Cyprinus carpio*. Nádrž Hněvkovice se současně s nádrží Kořensko od ostatních v úlovcích zřetelně odlišuje.

Z grafického znázornění modelu RDA pro abundanci (ks/ha) viz **obrázek 5-55** jsou závislé proměnné (úlovky jednotlivých druhů ryb ks/ha) rozloženy do 4 směrů. Většina z nich pozitivně koreluje se směrnici trendu k nádrži Kořensko, která zaujímá v tomto hodnocení výjimečné postavení vzhledem k ostatním sledovaným nádržím. Patrná je vzájemná korelace druhů *Carassius carassius*, *Abramis brama*, *Aspius aspius* a *Silurus glanis*. Naproti tomu *Salmo trutta m. fario*, *Salvenius fontinalis* a *Thymallus thymallus* jsou ke zmíněným druhům v negativní korelaci. Další směr zaujímá samostatně druh *Cyprinus carpio*, který je pozitivně korelován se směrnici trendu k nádrži Hněvkovice. V tomto případě je dále vidět, že v nádržích Hněvkovice a Kamýk jsou úlovky pozitivnější v letech (po)povodňových. U nádrží Lipno a Orlík je tomu právě naopak. (Po)povodňová a nepovodňová období mají vyšší průkazný vliv

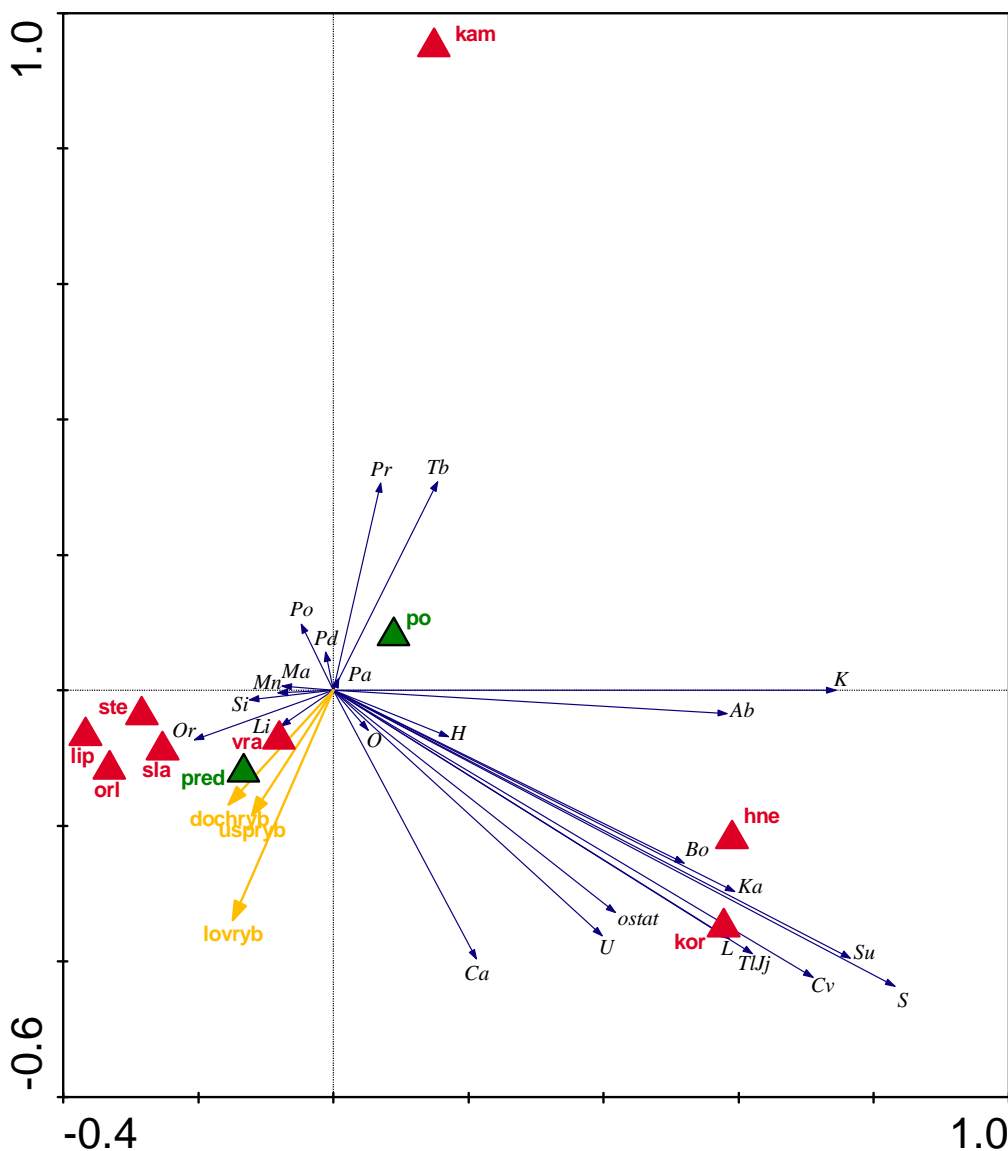
na výši úlovků než-li počet lovcích rybářů, případně počet úspěšně lovcích rybářů a docházka k vodě. Druhy *Perca fluviatilis*, *Lota lota*, a *Coregonus lavaretus maraena* naopak vykazují vyšší míru úlovků v letech před výskytem povodňové události.



Obrázek 5-55 Celkový model RDA pro abundance (ks/ha) pro úlovky ryb v nádržích Vltavské kaskády dle povodňových a nepovodňových let s počtem lovcích, úspěšně lovcích rybářů a počtem docházek z let 1999-2008.

Biomasa (kg/ha)

Prvá osa vysvětluje 51,2 % variability, kdežto druhá již jenom 0,08 %. První kanonická osa je neprůkazná (Monte Carlo permutační test, $F = 71,3$, $p = 0,806$). V případě hodnocení biomasy jsou kanonické osy neprůkazné, nelze tak statisticky potvrdit rozdíl v hmotnosti celkově ulovených ryb před a v (po)povodňových letech. Při tomto testu je vliv počtu lovcích rybářů, úspěšně lovcích rybářů či docházka větší než faktorové rozdělení vzhledem k období s výskytem nebo absencí povodňové události jako tomu bylo v předchozím případě abundance.



Obrázek 5-56 Celkový model RDA pro biomasu (kg/ha) pro úlovky ryb v nádržích Vltavské kaskády dle povodňových a nepovodňových let s počtem lovcích, úspěšně lovcích rybářů a počtem docházek z let 1999-2008.

V případě celkového modelu RDA pro biomasu (kg/ha), **obrázek 5-56**, pro úlovky ryb v nádržích Vltavské kaskády jsou patrné obdobně 4 směry závislých proměnných. Nádrže však jsou více centralizovány na dvě skupiny, výjimku tvoří nádrž Kamýk, která vykazuje samostatné umístění. Počet lovcích, úspěšně lovcích rybářů a docházka měly pravděpodobně větší vliv u nádrží Vrané, Slapy a Orlík v letech před povodněmi.

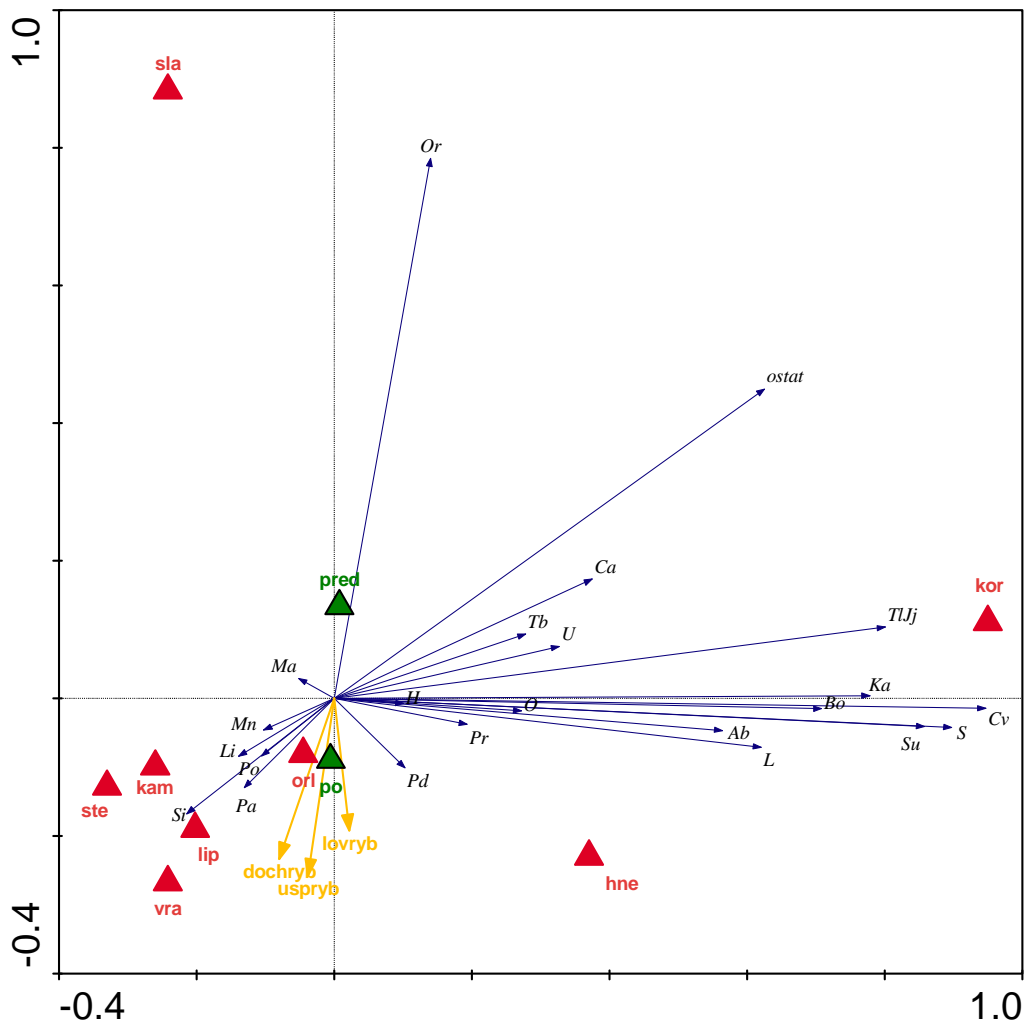
Ctenopharyngodon idella se zde posunul ještě do pozitivnější korelace s *Cyprinus carpio* než tomu bylo u celkového modelu RDA pro abundanci (ks/ha).

- **Ad 2) Bez kapra**

Následně byly provedeny pro doplnění obdobné analýzy, avšak bez zahrnutí druhu *Cyprinus carpio* (počítáno pomocí permutačního testu Monte Carlo, $F = 295,7$, $p = 0,808$). Dle výsledků se i v tomto případě od sebe neliší úlovky v nádržích v období „před“ a „po“ povodni.

Bez zařazení druhu *Cyprinus carpio* do analýzy se projevíly některé druhy výrazněji, než tomu bylo s jeho zahrnutím. Jedná se např. o *Perca fluviatilis*, *Tinca tinca* a ostatní druhy ryb (**obrázek 5-57**).

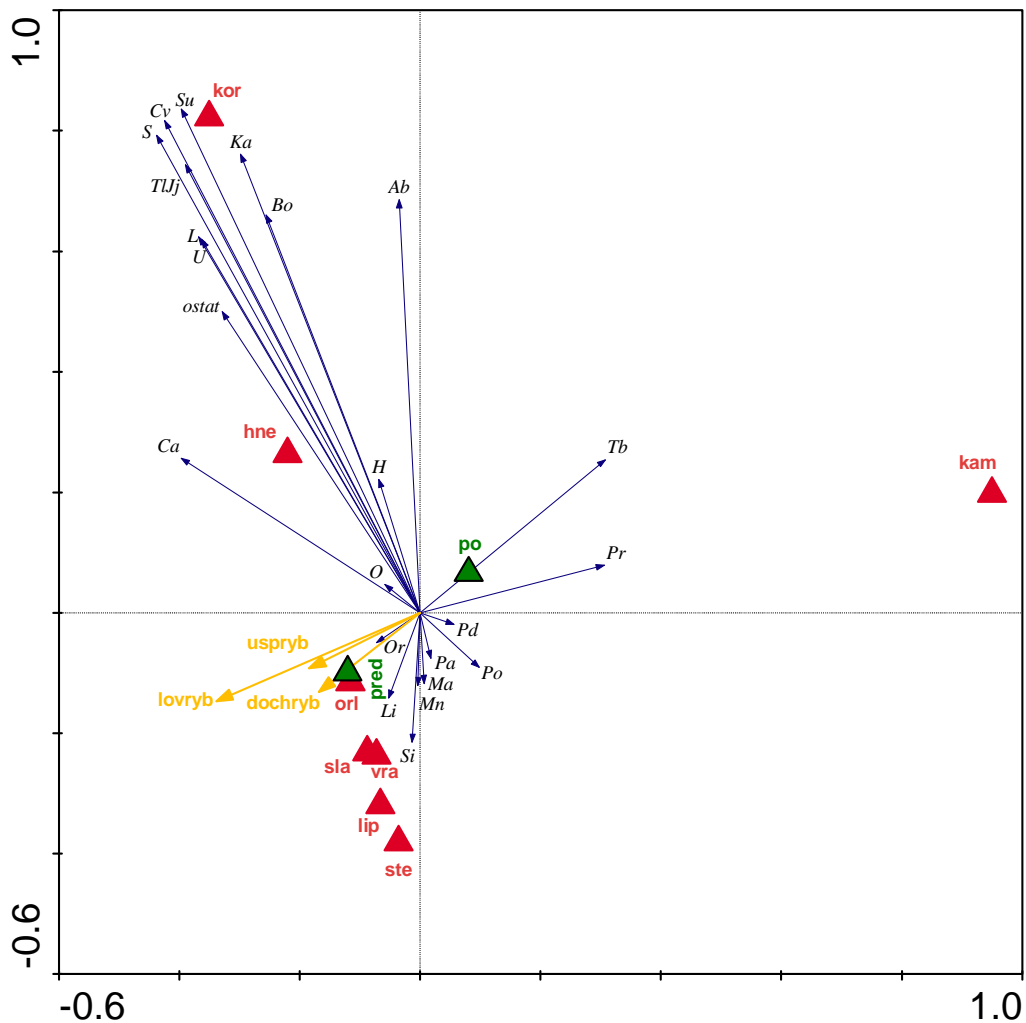
Změna byla zaznamenána rovněž v rozložení nádrží. Nádrž Slapy s projevíla výrazně odlišně od ostatních, naopak nádrže Lipno, Orlík, Kamýk, Štěchovic a Vrané vytvořily bližší seskupení. Nádrže Hněvkovice a Kořensko své postavení výrazně nezměnily. K posunu došlo i u dalších sledovaných proměnných (počet rybářů a docházka), to zcela do opačného směru k proměnné „po“, tj. směrem k (po)povodňovým obdobím.



Obrázek 5-57 Celkový model RDA pro abundance (ks/ha) pro úlovky ryb v nádržích Vltavské kaskády dle povodňových a nepovodňových let s počtem lovicích, úspěšně lovicích rybářů a počtem docházek z let 1999-2008.

Biomasa (kg/ha)

V případě hodnocení biomasy bez zahrnutí *Cyprinus carpio*, zůstaly faktory hodnocení „před“ a „po“ téměř ve stejné vzdálenosti, ale naopak u proměnných o počtu lovicích rybářů a počtu úspěšně lovicích rybářů se zvětšila, tzn. jejich vliv vzrostl (obrázek 5-58). Seskupení jednotlivých nádrží zůstalo obdobné jako u abundance, vyjma postavení nádrže Kamýk a Slapy.



Obrázek 5-58 Celkový model RDA pro biomasu (kg/ha) pro úlovky ryb v nádržích Vltavské kaskády dle povodňových a nepovodňových let s počtem lovcích, úspěšně lovcích rybářů a počtem docházek

5.3.7 Statistické porovnání abundance celkových úlovků nádrží Vltavské kaskády a vybraných rybářských revířů mnohorozměrnou analýzou (Canoco) v letech 2004 – 2008

Ve všech analýzách byl použit split – plot design, který zohledňuje údaje pro jednotlivé nádrže, tj. 5 pozorování (2004 – 2008). Do modelu je zahrnuta 1 (po)povodňová událost. Výsledky jsou zpracovány pouze pro případ 1) se zahrnutím druhu kapra obecného. Hodnocena je abundance samostatně pro přehrady, toky a i společně pro oba uvedené biotopy.

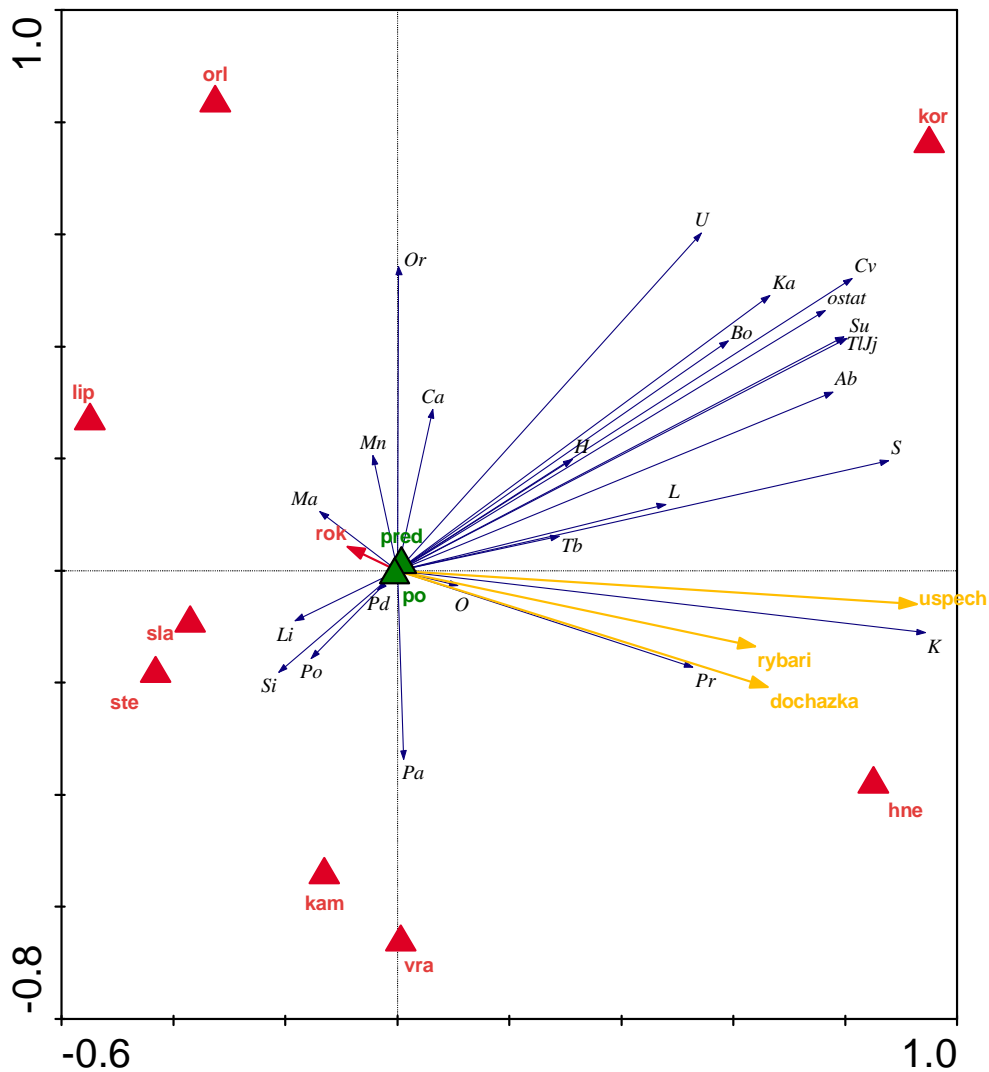
- Ad 1) S kaprem

Abundance (ks/ha) – přehrady

RDA

Prvá osa vysvětluje 83,5 % variability, druhá jen 6,4 %. První kanonická osa je neprůkazná, téměř na hranici průkaznosti (Monte Carlo permutační test, $F = 136,785$, $p = 0,0560$). Při zařazení říčních revírů, jako další proměnné, se jeví, že členění let na roky (po) povodňové a mimopovodňové má mnohem menší vliv než údaje o počtu lovicích rybářů, jejich úspěšnosti a docházky (obrázek 5-59). Tyto faktory jsou nyní v pozitivní korelaci s nádrží Hněvkovice, kdežto v případě hodnocení z let 1999 – 2008 tomu bylo zcela opačně. Jejich vliv výrazně posílil.

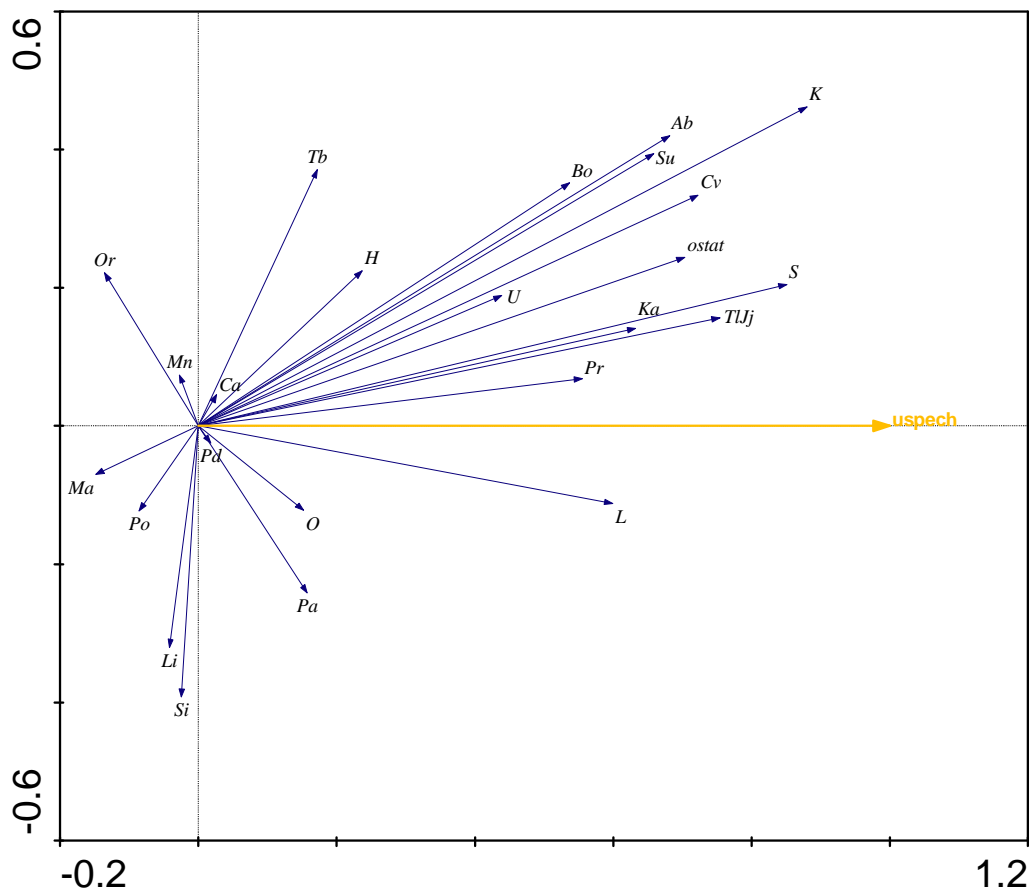
Postavení jednotlivých nádrží však v grafickém hodnocení zůstalo naprosto shodné, stejně jako je tomu i téměř u všech sledovaných druhů ryb (vyjma např. *Perca fluviatilis*, *Barbus barbus*, *Anguilla anguilla*, u kterých jejich vliv v hodnocení vzrostl).



Obrázek 5-59 Celkový model RDA pro abundanci (ks/ha) pro úlovky ryb v nádržích Vltavské kaskády dle povodňových a nepovodňových let s počtem lovcích, úspěšně lovcích rybářů a počtem docházek z let 2004 - 2008

Za pomoci metody RDA – forward selection byl proveden postupný výběr nejlepšího modelu, proto jsou zde zařazeny jen proměnné, které signifikantně nejvíce vysvětlují vzájemné vztahy (obrázek 5-60). V tomto případě v modelu zůstala zastoupena jediná proměnná - „úspěch“. Žádné jiné do modelu zařazeny nebyly. Prvé 2 osy vysvětlovaly 90,9 % variability proměnných (71,8 % + 19,1 %).

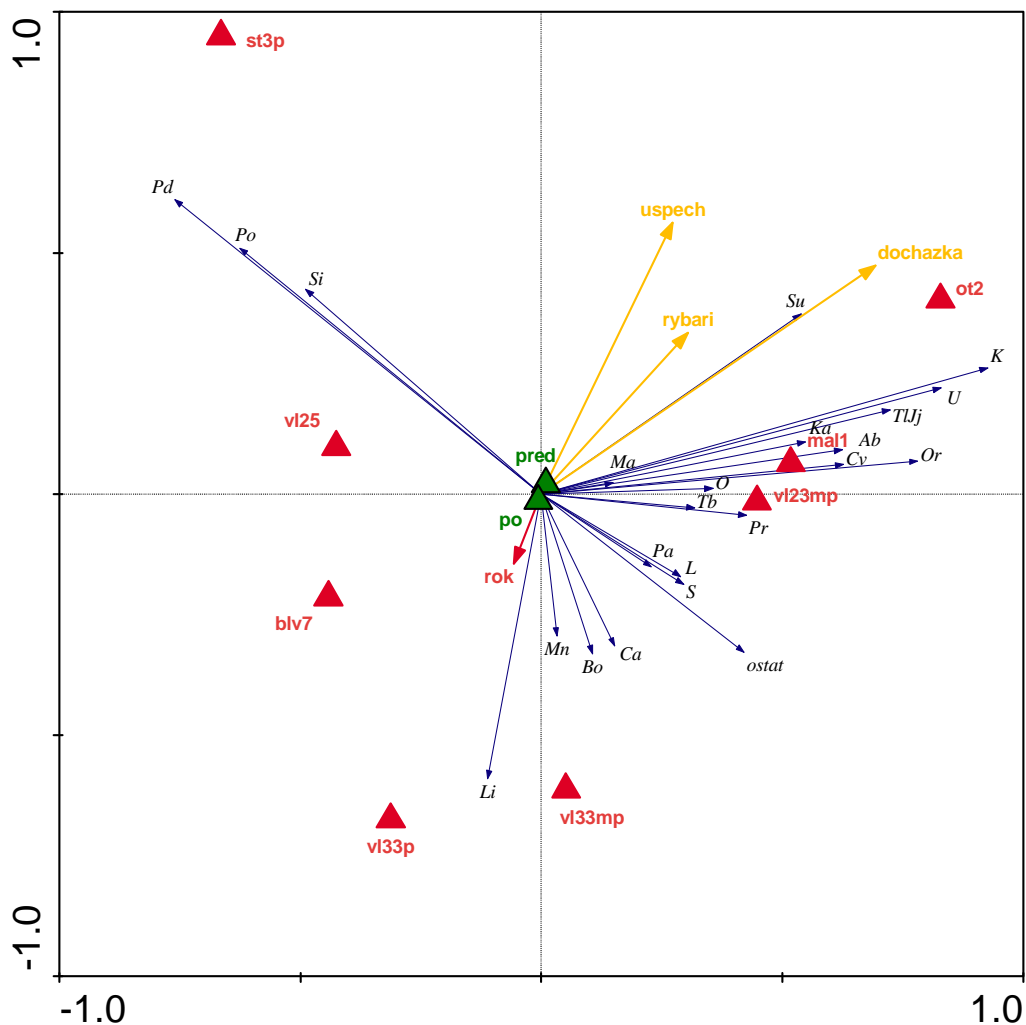
V postupném výběru nebyly do nejlepšího modelu vygenerovány tedy nejen další faktory (období před a po povodni, docházka a počet lovcích rybářů) ale ani žádná z nádrží, která by byla v úlovcích svým druhovým zastoupením výrazně od ostatních odlišná. Jako nejdůležitější druhy se ukázaly *Cyprinus carpio*, *Ctenopharyngodon idella*, *Esox lucius*, *Abramis brama*, *Silurus glanis*.



Obrázek 5-60 Model RDA – forward selection pro abundanci (ks/ha) pro úlovky ryb v nádržích Vltavské kaskády dle povodňových a nepovodňových let s počtem lovcích, úspěšně lovcích rybářů a počtem docházek z let 2004 - 2008

Abundance (ks/ha) – toky

Při tomto testu se ukázalo, shodně jako u přehrad, že členění let na roky (po) povodňové a mimopovodňové má mnohem menší vliv než údaje o počtu lovcích rybářů, jejich úspěšnosti a docházky (obrázek 5-61).

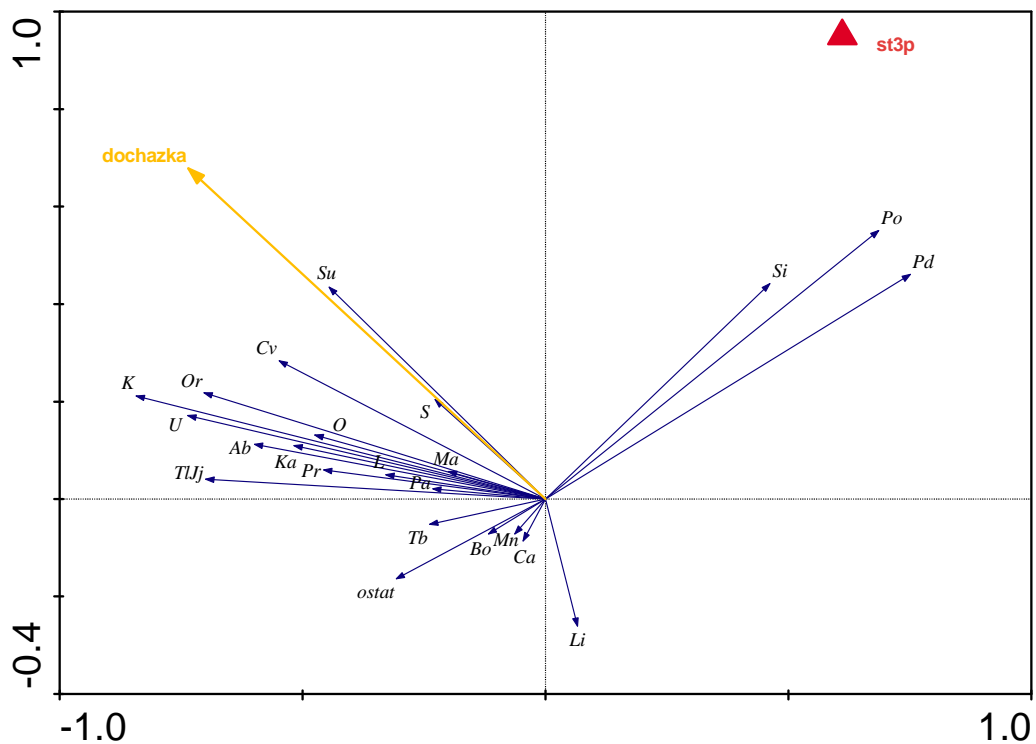


Obrázek 5-61 Celkový model RDA pro abundanci (ks/ha) pro úlovky ryb na vybraných říčních revírech dle povodňových a nepovodňových let s počtem lovcích, úspěšně lovcích rybářů a počtem docházek z let 2004 - 2008

Po provedení metody RDA – forward selection zůstala v postupném výběru nejlepšího modelu, signifikantně průkazný opět jediný faktor „docházka“. Do modelu byl zařazen i jeden z revírů (Stropnice 3), který se výrazně liší od ostatních.

Jako nejdůležitější druhy se ukázaly vzhledem k vybranému revíru *Salmo trutta* m. *fario*, *Oncorhynchus mykiss*. Dále pak *Carassius carassius*, *Perca fluviatilis*, *Silurus glanis* a *Salvelinus fontinalis*.

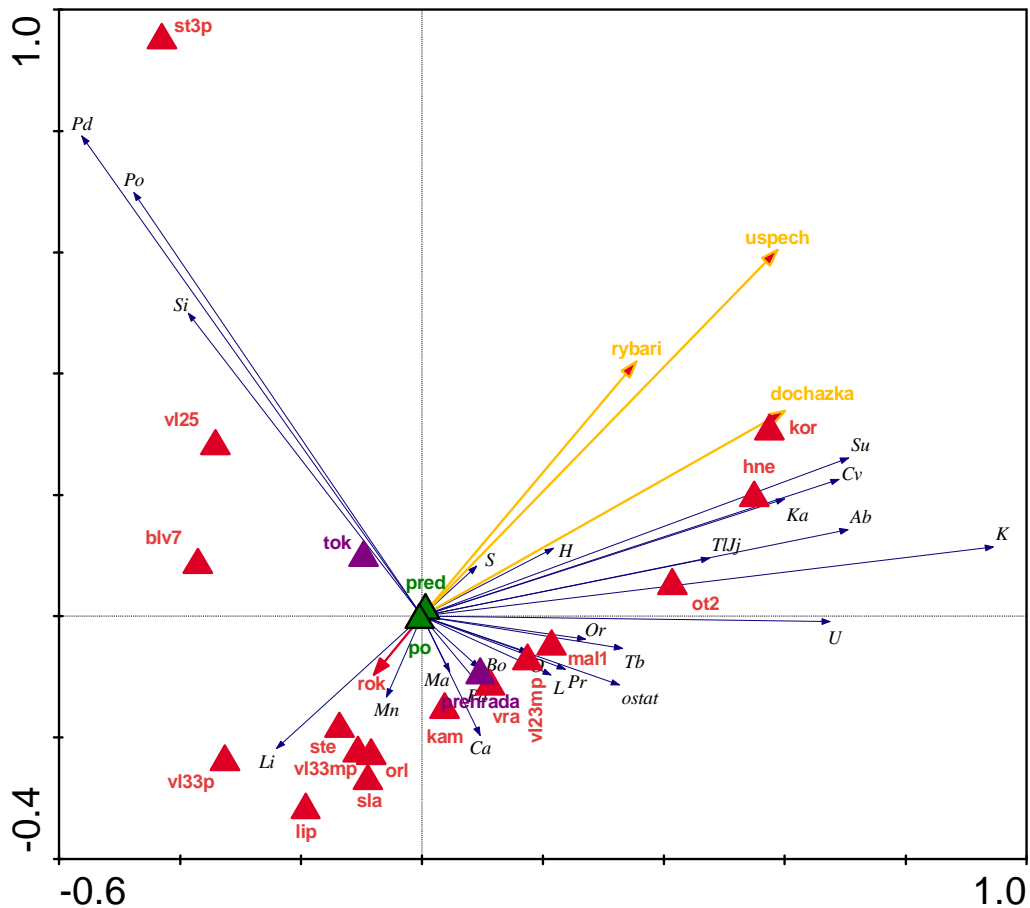
Silurus glanis a *Esox lucius* pozitivně korelují s faktorem docházky. To však neznamená, že je tento druh hojně loven (je ho tam velké množství), ale znamená to, že tam, kde se revíry navštěvují častěji, tam se podaří tyto druhy ulovit pravděpodobněji. Tj. zvýšená docházka, zvyšuje možnost ulovit sumce. Vygenerovaný říční revír se výrazně liší od ostatních revírů, které do modelu postupného výběru nebyly zahrnuty (obrázek 5-62).



Obrázek 5-62 Model RDA – forward selection pro abundanci (ks/ha) pro úlovky ryb na vybraných říčních revírech dle povodňových a nepovodňových let s počtem lovcích, úspěšně lovcích rybářů a počtem docházek z let 2004 - 2008

Abundance (ks/ha) – přehrady + toky

Prvá osa vysvětluje 67,7 % variability, osa druhá 8,4 %. Při tomto testu se ukázalo, že vliv počtu lovcích rybářů, úspěšně lovcích rybářů či docházka má na množství ulovených ryb velký vliv (obrázek 5-63).



Obrázek 5-63 Celkový model RDA pro abundanci (ks/ha) pro úlovky ryb na nádržích Vltavské kaskády a vybraných říčních revírech dle povodňových a nepovodňových let s počtem lovičích, úspěšně lovičích rybářů a počtem docházek z let 2004 – 2008

Za pomoci metody RDA – forward selection byl proveden postupný výběr nejlepšího modelu, proto jsou zde zapojeny jen proměnné, které signifikantně nejvíce vysvětlují kauzalitu. Ostatní proměnné v modelu zařazeny nejsou. První osa vysvětlovala 68,5 % variability proměnných a druhá osa 13,2 %. Všechny kanonické osy vysvětlovaly 91,4 % variability dat.

Nulová hypotéza byla zamítnuta při testu první osy a zkoumané nezávislé proměnné měly průkazný vliv na abundanci jednotlivých druhů ryb ($F = 31, 91, p = 0,02$).

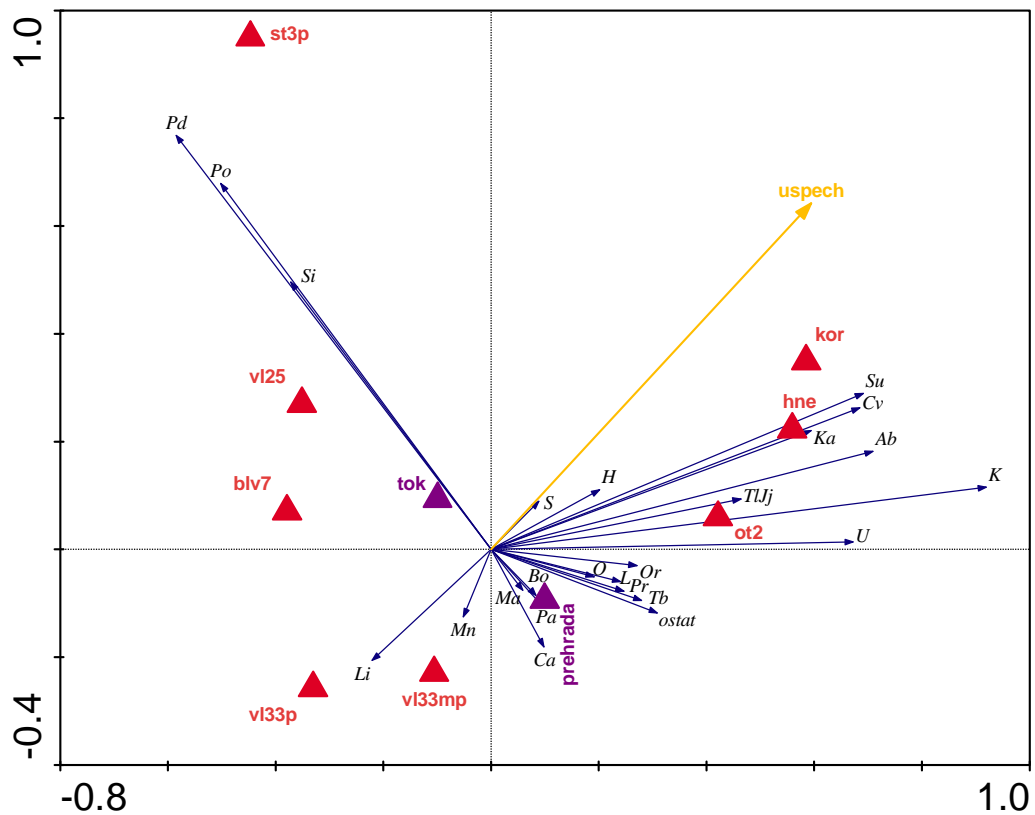
V postupném výběru nebyly do nejlepšího modelu vybrány období „před“ a „po“ povodni, místa (tok a přehrada) ano a jako nejvýznamnější faktor se ukázala úspěšnost.

Současně model zahrnuje z nádrží pouze nádrže Kořensko a Hněvkovice (2 z 8). Tyto nádrže jsou v úlovcích svým druhovým zastoupením výrazně odlišné. Jako nejdůležitější druhy se ukázaly u těchto nádrží *Cyprinus carpio*, *Silurus glanis*,

Abramis brama, *Ctenopharyngodon idella*, *Carassius carassius*. Revír Otava 2 se nachází ve stejném kvadrantu jako zmíněné přehrady.

Do modelu bylo zahrnuto 6 z 8 říčních revírů (všechny 4 pstruhové a 2 mimopstruhové). Pro tyto revíry (ale i celkově) se ukázaly jako nejdůležitější druhy *Oncorhynchus mykiss*, *Salmo trutta m. fario* a *Salvelinus fontinalis*.

Ve společném modelu mají proměnné určující prostředí (toky versus přehrady) větší vliv než proměnné vymezení (ne)povodňové období, neboť nebyly do modelu zahrnuty (obrázek 5-64).



Obrázek 5-64 Model RDA – forward selection pro abundanci (ks/ha) pro úlovky ryb na nádržích Vltavské kaskády a vybraných říčních revírech dle povodňových a nepovodňových let s počtem lovcích, úspěšně lovcích rybářů a počtem docházek z let 2004 – 2008.

5.4 Nový druh naší ichtyofauny volných vod – sumeček černý (*Ameiurus melas*)

5.4.1 Deskriptivní statistika *A. melas* x *A. nebulosus*

Základní charakteristiky jsou uváděny relativně (vyjma LT, m a Hep) v **tabulce 5-41** a absolutní hodnoty meristických parametrů jsou vyjádřeny v **tabulce 5-42** zvlášť pro sledované druhy *Ameiurus melas* a *A. nebulosus*. „N valid“ uvedených v tabulce je počet validních jedinců, které byly do analýzy zahrnuty a SD (standard deviation) je směrodatná odchylka od průměru jedinců rodu *Ameiurus* pro 26 morfometrických charakteristik (všechny charakteristiky vyjma m a LT jsou uvedeny v % LT, charakteristiky hlavy v % LH, Hep v % z hmotnosti).

Tabulka 5-41 Morfometrické charakteristiky (zahrnující m a Hep) pro *A. melas* a *A. nebulosus*

Parametr	<i>A. melas</i>					<i>A. nebulosus</i>				
	N valid	Průměr	Min.	Max.	SD	N valid	Mean	Min.	Max.	SD
m	53	0,451	0,099	0,788	0,227	30	0,388	0,204	0,671	0,112
LT	53	184,698	84,330	252,410	54,918	30	185,526	145,200	230,730	23,759
LS	53	0,852	0,815	0,888	0,016	30	0,827	0,804	0,850	0,011
DINTOC	53	0,685	0,572	0,794	0,052	30	0,630	0,562	0,705	0,036
AC	53	0,164	0,133	0,194	0,011	30	0,163	0,142	0,185	0,011
LPRD	53	0,302	0,261	0,345	0,018	30	0,301	0,279	0,319	0,010
LPRV	53	0,397	0,369	0,431	0,013	30	0,381	0,356	0,399	0,009
LPRP	53	0,188	0,156	0,229	0,014	30	0,181	0,156	0,202	0,012
DINT	53	0,209	0,180	0,238	0,014	30	0,200	0,169	0,223	0,014
DV-A	53	0,129	0,093	0,165	0,012	30	0,135	0,121	0,156	0,008
DA-C	53	0,325	0,293	0,352	0,013	30	0,310	0,292	0,334	0,010
LA	53	0,197	0,173	0,219	0,010	30	0,201	0,180	0,219	0,009
AA	51	0,099	0,080	0,124	0,010	30	0,109	0,078	0,139	0,016
LH	53	0,224	0,202	0,256	0,014	30	0,223	0,197	0,244	0,011
LIU	53	0,142	0,105	0,201	0,022	30	0,132	0,111	0,152	0,010
DPD	53	0,615	0,583	0,638	0,013	30	0,620	0,607	0,645	0,010
uo-A	44	0,026	0,018	0,036	0,004	28	0,038	0,013	0,062	0,014
an-A	46	0,047	0,018	0,113	0,014	23	0,027	0,020	0,052	0,008
LD	53	0,083	0,067	0,110	0,010	30	0,079	0,062	0,095	0,008
pAll	52	0,484	0,433	0,525	0,019	29	0,478	0,452	0,500	0,012
DD-Ad	53	0,249	0,191	0,295	0,021	30	0,252	0,219	0,279	0,017
LAd	53	0,070	0,044	0,099	0,014	30	0,068	0,033	0,094	0,017
DAd-C	51	0,136	0,097	0,188	0,022	30	0,131	0,108	0,153	0,013
DIOC	53	0,118	0,077	0,188	0,026	30	0,125	0,101	0,154	0,015
LPRO	53	0,325	0,242	0,424	0,038	30	0,331	0,285	0,385	0,023
LPC	53	0,096	0,059	0,154	0,019	30	0,101	0,060	0,127	0,017
LPRA	53	0,524	0,497	0,554	0,012	30	0,515	0,487	0,541	0,012
S	53	0,335	0,265	0,392	0,028	30	0,350	0,305	0,462	0,031
AC	52	0,249	0,029	0,322	0,043	30	0,234	0,187	0,289	0,024
dcj	51	0,008	0,000	0,073	0,014	29	0,005	0,000	0,012	0,004
Hep	52	0,019	0,009	0,092	0,012	29	0,022	0,012	0,029	0,005

Tabulka 5-42 Meristické charakteristiky pro *A. melas* a *A. nebulosus*

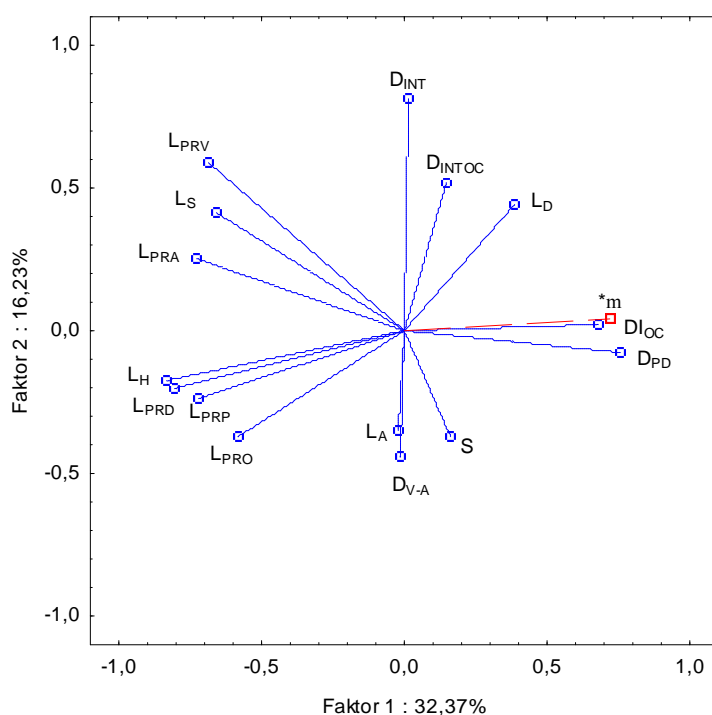
<i>A. melas</i>	N valid	Průměr	Minimum	Maximum	SD	<i>A. nebulosus</i>	N valid	Průměr	Minimum	Maximum	SD
RD	42	1	1	1	0,000	RD	28	1	1	1	0,000
RD	42	6	5	6	0,154	RD	28	6	6	6	0,000
RP	42	1	1	1	0,000	RP	28	1	1	1	0,000
RP	42	7	5	8	0,797	RP	28	8	7	8	0,262
RV	42	8	7	8	0,237	RV	28	8	8	9	0,094
RA	42	20	18	22	0,855	RA	28	20	18	22	1,026
RC	42	19	17	22	0,759	RC	28	18	17	19	0,568
SB	42	16	14	18	1,089	SB	28	13	11	14	0,943

5.4.2 PCA – principal component analysis *A. melas* x *A. nebulosus*

Data pro analýzu byla transformována pomocí zobecněné inverze a tak byla odstraněna singularita datové matice. Cílem analýzy bylo redukovat počet proměnných (znaků¹⁷) bez velké ztráty informace do několika hlavních komponent.

První tři komponenty vysvětlují cca 58 % variability dat (tři komponenty vybrány na základě sutinového grafu), kde 1. hlavní komponenta je silně pozitivně korelována s DPD a negativně s LPRD, LPRP, LH a LPRA; 2. komponenta je silně korelována s DINT a další korelace s DINTOC, LPRV a LD; 3. komponenta je negativně asociována s DV-A. Ostatní komponenty již další významnou zkorelovanost nepřinášejí.

Na obrázku 5-65 je znázorněna projekce proměnných v prvních dvou faktorových rovinách a seskupení proměnných do několika skupin

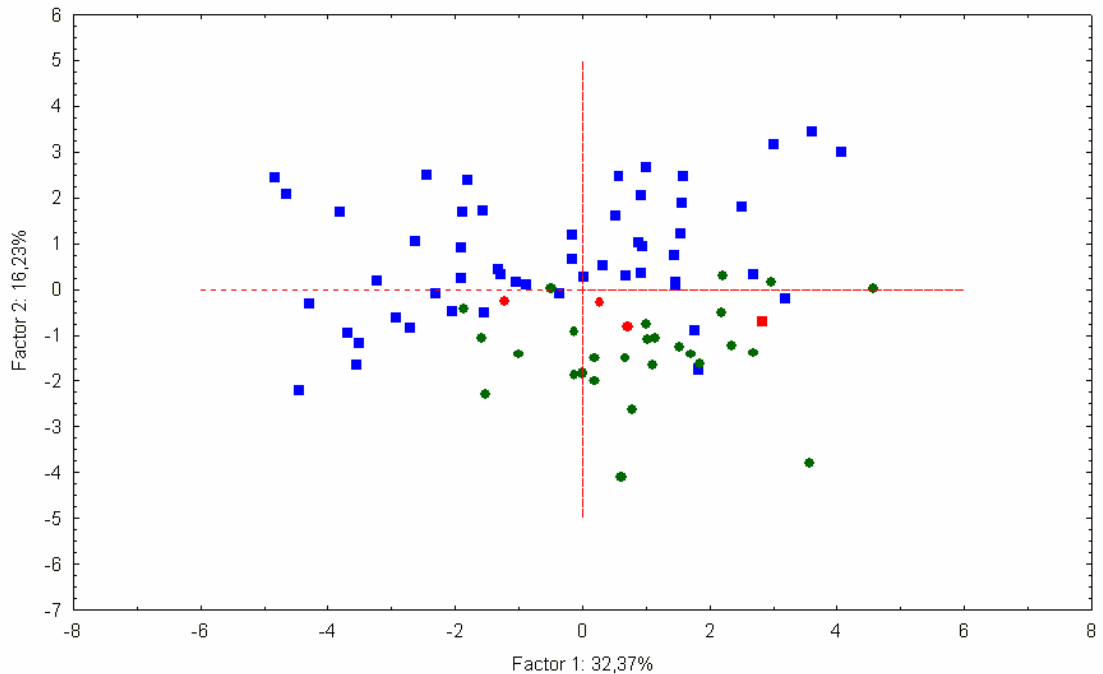


Obrázek 5-65 Analýza hlavních komponent (PCA), projekce proměnných do prvních dvou faktorových rovin

Legenda: m: váha, LS: standardní délka těla, DINTOC: mezioční vzdálenost, DINT: vzdálenost mezi bázemi prsní a břišní ploutve, LPRD: = předhřbetní vzdálenost, LPRV: předbřišní vzdálenost, LPRP: předprsňní vzdálenost, DV-A: vzdálenost mezi bázemi prsní a řitní ploutve, LA: délka řitní ploutve (báze), LH: délka hlavy, DPD: vzdálenost mezi hřbetní a ocasní ploutví, LD: délka hřbetní ploutve (báze), DIoc: průměr oka, LPRO: předoční vzdálenost, LPRA: předřitní vzdálenost, S: délka rypce.

¹⁷ pokud má znak malý nebo nulový rozptyl, není schopen přispívat k rozlišení sumeček

Z projekce distribuce případů *A. melas* a *A. nebulosus* (obrázek 5-66) do prvních dvou komponent ukazuje, že rozdělení dle určených znaků bude pravděpodobně možné, viz následující kapitola.



Obrázek 5-66 Projekce případů *A. melas* a *A. nebulosus* do dvou prvních komponent (1. a 2. komponenta)

Legenda: ■ *A. melas* ● *A. nebulosus* ● *A. melas* chybně ■ *A. nebulosus* chybně

5.4.3 DFA – discriminant function analysis (stepwise) *A. melas* x *A. nebulosus*

Hotellingův test prokázal odlišnost centroidů obou druhů sumečků rodu *Ameiurus* ($T^2(\text{ChD případ.})=221,794$ $F(15,67)=12,231$ $p<,00000$).

Diskriminační dopředná kroková analýza (počet jedinců zahrnutých do analýzy $N=83$) vybrala 7 (respektive 5) významných diskriminátorů z 15 vybraných morfologických proměnných (LT, LS, DINTOC, LPRD, LPRV, LPRP, DINT, DV-A, LA, LH, DPD, LD, DIOC, LPRA a S). Uvedené vybrané znaky dle pořadí jsou LS, DINTOC, DIOC, LPRP, DV-A + S a LA (viz tabulka 5-43). Celková hodnota Wilk's lambda byla 0,2751 a indikovala významně ($p < 0,0001$) diskriminaci mezi skupinami sumečků. Na základě všech 7 uvedených parametrů (znaků) diskriminační funkce správně klasifikovala 80 jedinců (sumečků) z celkových 83, tj, 96, 386 %. Jmenovitě 98,113 % správně pro *A. melas* (1 z nich byl mylně identifikován jako *A. nebulosus* z lokality SKA) a 93,333 % pro *A. nebulosus* (2 případy mylně identifikovány jako

A. melas, oba z lokality PBI), zatímco bez zařazení znaků S a LA by diskriminační funkce zařadila ještě navíc nesprávně jednoho jedince, tj. 4 chybně), viz obrázek 5-66.

Rovněž byla provedena verifikace¹⁸ testování, osteologická analýza a genetická analýza (více viz Rutkayová et al. 2012).

Tabulka 5-43 Výsledky diskriminační analýzy aplikované na znaky rodu *Ameiurus*, počet kroků 7, počet proměnných v modelu 7, grup. druh (2 skupiny) Wilks. lambda: 0,27519 přibliž F (7,75)=28,220 $p<0,0000$

Parametr	Wilks.	Parc.	F na vyj	Úroveň p	Toler.	1-toler.
LS	0,515	0,534	65,372	0,000	0,456	0,544
DINTOC	0,440	0,625	44,942	0,000	0,726	0,274
DIOC	0,327	0,841	14,231	0,000	0,427	0,573
LPRP	0,297	0,927	5,933	0,017	0,731	0,269
DV-A	0,292	0,942	4,590	0,035	0,895	0,105
S	0,283	0,972	2,189	0,143	0,918	0,082
LA	0,283	0,973	2,119	0,150	0,896	0,104

¹⁸ Pozn.: verifikace – ověření, validace – vyhodnocení

6 Diskuze

6.1 Diskuze ke kap. 5.1. – Vliv extrémních povodní na rybníční akvakultury

Výpočet průměrných ztrát jednotlivých druhů a věkových kategorií ryb v roce 2002 rybníkářských subjektů Rybníkářství Třeboň a Rybníkářství Nové Hrady na základě získaných dat ukázalo nemožnost jejich porovnání mezi sebou pro vysokou heterogenost. Tyto subjekty měly často ztráty na různých druzích ryb, ale i případně u téhož druhu rovněž na nestejných věkových kategoriích. Ztráty byly tak konfrontovány pouze pro 1 rybní druh (tj. kapra), ani zde však nelze výsledky porovnávat za použití dat v původně stanoveném rozsahu (1 povodňový rok 2002) pro všechny 4 věkové kategorie kapra, u kterých byly ztráty evidovány. Výjimkou jsou věkové kategorie kapra K₂ (průměrné ztráty cca 40 %) a K₃ (cca 30 %).

Proto byly zpracovány další dotčené rybníkářské subjekty a byla posouzena výše procentických ztrát nejprve pro kapra obecného a jeho věkové kategorie pro roky 2002 i 2006, a následně i pro další druhy ryb a jejich věkové kategorie. V případě některých hodnocení i zde je možné brát jako určující jen několik výsledků, neboť některé nejsou podloženy dostatečným množstvím případů a průměrný výsledek je pak v tomto případě zavádějící. Tyto výsledky jsou v textu zřetelně označeny (symbolem „*“).

Přestože [Baruš Oliva \(1995\)](#) uvádějí, že *Tinca tinca* a *Sander lucioperca* se projevují v údolních nádržích jako ryby stanovištní, pak výsledky této práce prezentují, že tomu tak v rybníčních akvakulturách za extrémních povodní není, ale právě naopak, zde vykazují například vyšší procentické ztráty než *Cyprinus carpio* (viz souhrnný graf respektive [obrázek 5-3](#)). Nejvyšší ztráty, v případě kdy jsou proměnné subjekt a druh nezávislými faktory a věková kategorie je druhu podřízena, vykázal *Ctenopharyngodon idella* (cca 60 %), nejnižší ztráty jsou deklarovány u druhu *Silurus glanis*.

Naopak je zde zdokumentováno (vyjma generačních ryb kapra obecného a lína obecného), že čím je ryba daného druhu starší, tím výše procentických ztrát vzniklých následkem povodňových událostí klesá ([obrázek 5-4](#)).

V druhém hierarchicky hodnoceném případě, kdy byl subjekt označen jako nezávislý, ryba byla podřízena subjektu a věková kategorie druhu a zároveň jsou i podúrovně ryb dle věkové kategorie nejnižší ztráty dosáhl překvapivě *Sander*

lucioperca, největší ztráty byly u *Ctenopharyngodon idella*. „Vyrovnanější“ ztráty jednotlivých druhů vykázal jeden z hodnocených subjektů (obrázek 5-5). Zde je na příkladě druhu *Sander lucioperca* evidentní, jak velkou roli hrají jednotlivé subjekty a jak důležité je vnímat způsob výpočtu ztrát.

6.2 Diskuze ke kap. 5.2 – Změny úrovní hladin rybníků v povodí Janovského potoka při povodňových situacích

Stejně tak, jak uvádí [Kemel 1994](#) a [Ředinová et al. 2009](#), tak i v tomto zjednodušeném modelovém příkladu hydrologické modelace Janovské kaskády rybníků jsou jasně patrné vlivy nádrží na retardační účinek objemu odtoku (viz příklad za b)), i transformační vliv na kulminační průtoky.

Zjištěné výsledky modelu jsou v příčinné souvislosti se vstupními daty (především jednotlivé parametry rybníků). V tomto simulačním případě nebyly použity parametry výpustí ze šesti rybníků, jejichž parametry byly odvozeny z DMT a dalších mapových zdrojů, ani nebyly zahrnuty mechanismy zacházení s výpustmi při povodňových situacích, které udávají pro některé rybníky striktně manipulační řády. Rovněž údaje o podobě dna rybníků nejsou známy (resp. závislost objemu vody na výšce hladiny a byly odhadovány na základě dostupných údajů. Proto by jistě po doplnění těchto údajů byly výsledky odlišné od uvedeného příkladu. Právě z důvodu nedostatku potřebných dat o reálných událostech na povodí (naměřené srážky, průtoky, apod.) nebylo možné model kalibrovat a verifikovat (tj. optimalizovat pro efektivní použití pro simulaci chování systému povodí). Na druhou stranu účelem tohoto příkladu bylo ukázat, že použití modelu v praxi by bylo schůdné i pro taková složitá území jako jsou rybníční kaskády s odběrnými objekty (nikoli vytvořit co nejpřesnější předpověď extrémních událostí), což uvedená modelace splňuje.

Po doplnění a zpřesnění uvedených dílčích problematik by bylo možné aplikovat tyto výsledky do praxe. Na tomto základě by bylo možné pro kritické kaskády rybníčních soustav lépe odhadovat i ztráty na rybách a případně sledovat (revidovat), kde přetékala voda přes hráz.

6.3 Diskuze ke kap. 5.3 – Vliv extrémních povodní na ichtyofaunu volných vod

Porovnání abundance celkových úlovků a násad na nádržích Vltavské kaskády hodnocených do roku 2004 (Rutkayová 2006) ukazovalo na zvýšení úlovků v letech (po)povodňových oproti letům předchozím u nádrží Hněvkovice, Kořensko, Kamýk a Štěchovice. V nasazování výsledné hodnoty podpořily výsledky o zvýšených úlovcích pouze pro nádrž Hněvkovice. Biomasa hodnocena nebyla.

V této práci je abundance úlovků a násad klasifikována do roku 2008 a zahrnuje již tedy nikoli jednu, ale dvě povodňové události v letech 2002 a 2006. Výsledky jsou posuzovány pro 2 datové sady.

Výsledky hodnocené pomocí programu Statistika (t-testy) deklarují statisticky významné zvýšení úlovků na nádržích Kořensko a Kamýk na zvolené hladině významnosti (respektive v druhé datové řadě u nádrže Kamýk).

Statisticky významný rozdíl na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ u násad je v letech 1985 – 2008 u nádrží Hněvkovice, Lipno, Orlík a Vrané.

Po zařazení povodňové události v roce 2006 se zvýšení abundance úlovků shodně s rokem 2002 projevilo u dvou nádrží Vltavské kaskády – Kořenska a Kamýku. Tyto výsledky však nejsou posíleny výsledky o nasazování.

V případě biomasy úlovků ze všech dostupných let je prokazatelné zvýšení úlovků u všech nádrží vyjma nádrže Lipna na hladině významnosti $\alpha = 0,05$. Ovšem po omezení let pro výpočet bylo na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ prokazatelné zvýšení úlovků u všech nádrží vyjma nádrže Orlík, přičemž naopak u Lipna a Štěchovic jsou referenční konstanty nižší oproti průměrům z let předchozích.

Statisticky významný rozdíl na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ u násad je v letech 1985 – 2008 u všech vyjma nádrže Kamýk, avšak u nádrže Kořenska je referenční konstanta nižší oproti průměru z let předchozích než u ostatních nádrží. Naproti tomu po modifikaci let není statisticky významný rozdíl v nasazování v letech „před“ a „po“ povodněmi na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ u žádné z nich a u všech, vyjma nádrže Vrané, jsou referenční konstanty nižší oproti průměru z let nepovodňových. Z tohoto důvodu se přikláním při vyhodnocení úlovků na základě biomasy vzít za přesnější výsledky z druhé datové řady, neboť výsledky o úlovcích (v kg) nebudou tak ovlivněny nasazováním.

Pro vybrané 3 druhy ryb (kapra, amura a bolena) první datové řady se zvýšení úlovků projevuje u více nádrží než v upravené řadě.

Pro první datovou řadu je zjevné zvýšení úlovků na nádržích Hněvkovice, Kamýk Kořensko, Lipno, Orlík a Slapy pro všechny 3 druhy ryb. U amura ještě navíc patří k uvedenému i nádrž Štěchovice a pro bolena rovněž nádrž Štěchovice i Vrané. V případě zvýšení úlovků kapra jsou výsledky shodné s výsledky [Boukala et al. 2012](#), vyjma nádrž Lipno, což může být způsobeno v užití rozdílné metodiky.

U druhé datové řady pro všechny 3 druhy ryb je statisticky doložitelné zvýšení úlovků pouze pro nádrž Kamýk. V případě kapra a bolena pak ještě nádrž Kořensko. Amur se v této sadě jeví oproti ostatním více netypicky, neboť se zvýšení úlovků projevilo nejen na více nádržích (společně s Kamýkem ještě u nádrže Hněvkovice, Orlíku, Slapy, Štěchovice), ale dokonce i na 1 nádrži, která se v první datové sadě vůbec neprojevila (na nádrži Vrané).

Složení úlovků na přehradách koresponduje s celou řadou faktorů, včetně přirozené sukcese, ale zároveň rovněž odráží hospodaření na nádržích, stejně tak i extrémní vlivy a působení sportovních rybářů. Rovněž zde některá zhotovená grafická zobrazení naznačují, že zvýšení počtu úlovků jednoho druhu se může projevit opačně u druhu jiného (např. nádrž Hněvkovice: kapr x cejn). Jednotlivé kauzality (korelace) by byly jistě zajímavým tématem, kterému se věnoval [Jankovský \(2011\)](#) na nádrži Slapy.

Hodnocení úlovků pomocí mnohorozměrné analýzy, pomohlo odhadnout vliv lovicích, úspěšně lovicích rybářů a docházky, vzhledem k vlivu let s výskytem povodní nebo bez nich. Tento vliv je ve sledovaném období 1999 – 2008 u hodnocení abundance (ks/ha) menší než rozdělení na doby s nepřítomností či výskytem povodní. V ostatních případech tomu již tak není, naopak při zkrácení datové sady (2004 – 2008) a i při zahrnutí říčních revírů je vliv rybářů markantně vyšší.

6.4 Diskuze ke kap. 5.4 – Nový druh naší ichtyofauny – sumeček černý (*Ameiurus melas*)

Vybrané znaky (LPRA, LPRD a LPRV) analyzované v této práci jsou obdobná s daty publikovanými v Evropě (přednostně v České republice) (Frank 1956), vyjma délky hlavy (LH) s malou odlišností (22,3 % vs. 24 – 28 % u Franka 1956). Použití multivariačních analýz (PCA a DFA) mohou být nápomocné v identifikaci obou druhů sumečků (*A. melas* a *A. nebulosus*), a nemusí se v identifikaci preferovat pouze vnitřní znaky, jako je počet tyčinek, obratlů apod. V této práci byly nominovány znaky, které jsou s 96% pravděpodobností schopné odlišit oba druhy od sebe, tj. LS, DINTOC, DIOC, LPRP, DV-A a S, LA.

7 Závěr

7.1 Vliv extrémních povodní na rybniční akvakultury

1. V práci pro výpočet ztrát na rybničních akvakulturách byly zpracovávány dvě extrémní povodňové situace z let 2002 a 2006. V roce 2002 bylo zasaženo s obsádkou kapra cca 1320 rybníků (celkový počet ovlivněných rybníků 2580), v roce 2006 bylo zaznamenáno cca 350 případů (cca 260 rybníků) se ztrátou kapra (cca 900 hlášených případů ztrát v evidenci žadatelů o náhrady škod přes 300 rybníků).
2. Sestavená databáze dotčených rybníků z let 2002 a 2006 může být v případě výskytu dalších povodňových událostí doplněna a mohou tak být získány opět další informace o ztrátách ryb na rybnících vlivem extrémních povodní.
3. Současné výsledky ukazují, že ztráty jednotlivých rybářských subjektů jsou od sebe odlišné natolik, že některé výsledky nelze považovat za určující, ale naopak za orientační.
4. Obecně spočtené průměrné procentické ztráty ryb na Rybářství Třeboň se v roce 2006 u některých druhů a jejich věkových kategorií ukázaly být vyšší než v roce 2002. Bylo tomu tak i u věkových kategorií kapra obecného, vyjma K_0 , kde naopak nedošlo k žádné ztrátě. U K_{gen} není výsledek zcela spolehlivý.
5. Vyšší ztráty ryb u některých věkových kategorií kapra v roce 2006 vykázaly však i další sledované rybářské subjekty.
6. Rybářství Hluboká mělo ztráty v roce 2006 obecně nižší (vyjma K_0).
7. Výsledky mnohočetné dekompozice na těchto rybničních akvakulturách prokazují, že ryby starších věkových kategorií se snáze udrží na místě a tak vykazují starší věkové kategorie zpravidla nižší procentické ztráty (pozor: na základě použitých dat neplatí pro generační ryby!).
8. Celková procentická ztráta spočtená obecně z vybraných rybářských subjektů ze všech druhů ryb a jejich věkových kategorií při výskytu těchto dvou extrémních povodňových situací je 54,7 %.

9. Rozhodující pro obecné zkoumání stanovení a zhodnocení výše ztrát je rovněž výběr možného schématu, které nás zajímá a priori, neboť výše (případně rozmezí) ztrát se může dle uvedeného značně lišit.

7.2 Změny úrovní hladin rybníků v povodí Janovského potoka při povodňových situacích – modelová situace

1. Pro modelovou situaci byla vybrána rybníční soustava Janovka s 12 rybníky a pro výpočty byla použita vektorová data databáze DIBAVOD.
2. Některé vstupní údaje byly poskytnuty rybářským subjektem, některé musely být určeny na základě DMT a databáze DIBAVOD.
3. Pro modelaci bylo vytvořeno schéma povodí v modelu HEC-HMS a pro zjednodušení byly určeny dva směry distribuce vody. Zhodnoceny jsou reakce hladin vody v rybnících během extrémní srážky s dobou opakování 100 let.
4. Byly modelovány 2 výchozí situace – u 1. došlo při modelové události k dosažení úrovně vrcholu hráze u 6 rybníků a u jednoho k jejímu přelití. V 2. případě (zvětšen retenční prostor 1 rybníka z kaskády rybníků) došlo ke snížení hladin u rybníků ležících pod ním.
5. Ve výsledcích simulace je nutné přihlédnout k možnostem vstupních dat a ke zjednodušení celé simulace, včetně manipulace jednotlivými výpustmi.

7.3 Vliv extrémních povodní na ichtyofaunu volných vod

1. Pro hodnocení vlivu povodní na ichtyofaunu volných vod byly zpracovány statistické údaje ČRS z nádrží Vltavské kaskády z možných dostupných let. Byly vytvořeny 2 datové sady (2 časové řady). 1. zpravidla z let 1985 - 2008 a 2. sada („vyrovnanější“) z let 2000 – 2008. Tyto údaje byly použity pro statistická šetření. Výsledky byly analyzovány celkově pro všechny druhy ryb jak pro abundanci tak i biomasu. Stejně hodnocení bylo provedeno i pro 3 vybrané druhy ryb (kapra obecného, amura bílého a bolena dravého).
2. Výsledky získané na základě 2. datové sady (zkrácené období) jsou v této práci považovány za metodologicky korektnější, neboť se tak omezí např. vliv změny hospodaření ve starších letech, ale sníží se i vliv přirozené sukcese ichtyocenózy v nádržích samotných apod. Uvedené podporuje i fakt, že práce je zaměřena pouze na extrémní povodňové roky 2002 a 2006, nikoli na historické povodňové události (např. 1993, 1997).
3. Výsledky šetření ukazují (t-testy), že sledované vodní nádrže v úlovcích (abundance) vykazují vzhledem k době výskytu povodní vyšší i nižší referenční konstanty, tj. zvýšení i snížení úlovků v letech (po)povodňových. Nárůsty nejsou na zvolené hladině významnosti ($\alpha = 0,05$) statisticky významné (vyjma nádrže Kořensko a Kamýk, v případě 2. datové sady jen Kamýk). Nádrž Kamýk se tedy projevuje od ostatních sledovaných nádrží specificky, neboť se samostatně prezentuje tato nádrž i na grafickém znázornění některých ordinačních analýz zhotovených v programu Canoco.
4. Výsledky z násad částečně podporují výsledky o zvýšeném počtu úlovků v letech povodňových a popovodňových.
5. Dále byly zhotoveny grafická znázornění celkového vývoje úlovků na jednotlivých nádržích, která deklarují, že tento vývoj úlovků je na jednotlivých nádržích značně proměnlivý, tj. všechny nádrže jsou samostatnými tělesy, jak je patrné rovněž z některých výsledků ordinačních analýz.

6. Při hodnocení úlovků kapra je prokazatelné, že ke zvýšení úlovků došlo u více nádrží než v celkovém hodnocení (v 2. sadě se k výše jmenovaným nádržím Kamýk a Kořensko přidává ještě nádrž Štěchovice). U amura bílého (a u některých nádrží i u bolena dravého) je nárůst v úlovcích ryb v letech (po)povodňových u většiny nádrží evidentní (hodnocení t-testy).
7. Statistické zhodnocení úlovků Vltavské kaskády dle biomasy rovněž představuje v letech (po)povodňových nárůst úlovků vyjma nádrže Lipno v 1. řadě a nádrže Orlík ve 2. řadě.
8. Na základě mnohorozměrných analýz se v postupném výběru pro hodnocení úlovků v obdobích „před“ a „po“ povodni ukázaly nádrže Kořensko, Hněvkovice, Kamýk a Vrané. Tyto nádrže jsou v úlovcích svým druhovým zastoupením odlišné a jako nejdůležitější druhy se demonstrovaly *Cyprinus carpio*, *Abramis brama*, *Carassius carassius*, *Silurus glanis*, *Aspius aspius* a *Esox lucius*. Druh *Cyprinus carpio* bych na základě vlastních zjištění z budoucích analýz nevykloučovala, naopak *Carassius carassius* (možná spíše *C. gibelio*?) či *Esox lucius* pravděpodobně ano.
9. Tyto analýzy ukazují na jednotlivé pozitivní nebo negativní korelace mezi lovenými druhy ryb. Celkový model RDA pro abundanci (ks/ha) ukazuje, že v nádržích Hněvkovice a Kamýk jsou úlovky v letech (po)povodňových pozitivnější.
10. Zohlednění rybářského tlaku a úsilí (do analýz zahrnuty 3 proměnné – počet lovících rybářů, jejich úspěšnost a docházka) naznačuje (většinou statisticky neprůkazné výsledky), že tyto 3 proměnné mají na výši úlovků markantnější vliv (vyjma 1 modelu RDA pro abundanci z let 1999 – 2008), než-li členění na (po)povodňová a nepovodňová období.
11. Z uvedených ordinačních analýz je zřejmé, že největší roli z výše uvedených proměnných popisujících rybářské úsilí zaujímá úspěšnost (zvláště na přehradách), na tocích je dominujícím faktorem docházka rybářů.
12. V letech (po)povodňových jsou patrné vyšší úlovky u *Cyprinus carpio* a *Ctenopharyngodon idella*, naopak zvýšení úlovků v letech před povodněmi lze předpokládat u druhů *Perca fluviatilis*, *Lota lota*, případně *Anguilla anguilla* a *Sander lucioperca*, které sem inklinují.

7.4 Nový druh naší ichtyofauny volných vod – sumeček černý (*Ameiurus melas*)

1. V práci jsou hodnoceny morfometrické charakteristiky druhu *Ameiurus melas*, jehož výskyt byl na území ČR jednoznačně potvrzen. Stejně parametry byly sledovány u příbuzného a podobného druhu *Ameiurus nebulosus*, aby mohly být tyto dva druhy vzájemně mezi sebou konfrontovány.
2. Celkem bylo hodnoceno 34 znaků, na jejichž základě se pomocí statistických analýz (včetně mnohorozměrné analýzy PCA a DFA) jednoznačně podařilo oba druhy od sebe identifikovat.
3. Diskriminační analýza určila 7, respektive 5 významných diskriminátorů z 15 vybraných proměnných, které mají rozhodující vliv pro určení druhu (LS, DINTOC, DIOC, LPRP, DV-A + S a LA).
4. Na základě uvedených znaků diskriminační funkce správně klasifikovala 80 jedinců (z 83), tj. cca 96 % ryb hodnocených v testu.
5. Dále byla provedena osteologická a genetická analýza, které jsou popsány v článku [Rutkayová et al. 2012](#).

8 Závěr – obecné shrnutí

8.1.1 Nové poznatky

1. Na výchozích použitých podkladech (2 povodňové události) nelze srovnávat ztráty u vybraných rybářských subjektů (Rybářství Třeboň a.s. a Rybářství Nové Hrady s.r.o.) z důvodu heterogenity jednotlivých druhů ryb a věkových kategorií. Ze sledovaného porovnání ztrát nelze vyvodit obecné závěrečné znalosti o přesné výši ztrát na rybích obsádkách vlivem povodňových událostí vyjma K₂ (cca 40 %) a K₃ (cca 30 %) a celkové průměrné výše ztrát, kterou povodňové události v letech 2002 a 2006 způsobily (cca 50 %).
2. Výsledné ztráty jsou závislé na hierarchii jednotlivých proměnných (subjekt, druh a věková kategorie).
3. Vodohospodářská modelace (sledování úrovní hladin rybníků v kaskádě) výskytu extrémní srážky potvrzuje, že tyto dnes hojně využívané vodohospodářské modely mohou být použitelné v případě nutnosti nebo zájmu i pro rybářskou praxi i v případě rybníčních kaskád.
4. Práce potvrdila ověření hypotézy, že se úlovky na některých nádržích po extrémních povodňových událostech zvyšují, a rovněž je zřejmá odlišná fluktuace úlovků u jednotlivých druhů ryb, respektive u některých druhů ryb je zvýšení úlovků prokazatelné až v závislosti na konkrétní nádrži a naopak, některé druhy ryb nevykazují zvýšení úlovků ani v této interakci, ani v souhrnu hodnocených nádrží.
5. Práce poskytla nové informace v popisu invazivního sumečka černého (*Ameiurus melas*), zvláště pak v dosažení výsledků pro jednoznačnou determinaci a odlišení od velmi podobného u nás rovněž žijícího druhu sumečka amerického na základě morfometrických parametrů.

8.1.2 Přínos pro praxi

V práci se nepodařilo získat závěry aplikovatelné pro rybářskou praxi, vyjma bodu č. 5 předchozí kapitoly 8.1.1. Avšak práce již podává přehledný a ucelený obraz, který by po dalším doplnění a detailnějším zkoumání dal jasnější závěry i z jiných částí práce do praxe.

U věkových kategorií K_2 a K_3 jsou sice ztráty téměř analogické, ale přesto nedoporučuji brát tyto výsledky za zcela prokazatelné (a tím pro praxi použitelné), neboť počet vyplavených rybníků (na jejichž základě jsou průměrné ztráty vypočítány) je značně nesourodý.

Definování doby pro rybářskou praxi, kdy by mohl být například zvýšen rybářský tlak a v kterých letech po extrémní povodňové události by měl být naopak tento tlak snížen na možné minimum, se nepodařilo na základě provedeného šetření vědecky prokázat.

8.1.3 Splnění cílů a doporučení pro další výzkum

V práci bylo postupováno dle schváleného studijního plánu. Byly vytyčeny jednotlivé cíle viz kapitola 3.

Ve výsledcích (**kapitola 5.1**) jsou vyhodnoceny povodňové ztráty na rybních obsádkách ve vybraných rybnících. Vypracování návrhu nové metodiky pro výpočet ztrát na rybních obsádkách vlivem povodní bylo neaktuální a nežádoucí. Vzhledem k náročnosti zpracování není v práci zařazeno více rybářských subjektů. Jejich zařazení by mohlo dodat další informace o procentických ztrátách jednotlivých druhů ryb. Na základě uvedeného nelze výsledky zcela spolehlivě jednoznačně zobecnit.

Teoretický příklad modelace (**kapitola 5.2**) by mohl po přesném doplnění chybějících informací pomoci rybářským vodohospodářům při rozhodování o manipulacích rybníků a být případným nástrojem zjištění stavu hladin rybníků při konkrétních povodňových událostech. Vzhledem k náročnosti modelace je nepravděpodobné, že by mohly být takto modelovány veškeré celé rybníční soustavy, přesto se domnívám, že pro ty nejčastěji postižené a vyplavované rybníční kaskády, by byla analogická modelace přínosem.

Práce hodnotí těžbu ryb na přehradách Vltavské kaskády se zřetelem k roku 2002 a 2006 (**kapitola 5.3**) dle popsané metodiky a také byl dle plánu využit program Canoco pro mnohorozměrné analýzy .

Zajímavé a současně vhodné pro další doplnění by bylo provést statistické zhodnocení rybářských úlovků a násad na dalších revírech (tocích) v obdobném rozsahu jako u nádrží.

Dále by bylo nanejvýš vhodné doplnit chybějící údaje pro mnohorozměrnou analýzu (alespoň tam, kde je to možné, vzhledem k tomu, že tyto údaje se na některých nádržích dříve vůbec nevedly) o počtech lovicích, úspěšně lovicích rybářů a počet docházek do delší časové řady a tutéž analýzu dále rozšířit a porovnat s nasazováním a pokud je to vůbec možné tak i odhadnout vliv přirozeného stárnutí nádrží. Dále by bylo vhodné eliminovat druhy (u kterých se v průběhu let měnila na revíru lovná délka, nebo byl druh dokonce chráněn, a rovněž např. druh, který by mohl být zaměňován v posledních letech za jiný (viz známý příklad *Carassius carassius* a *Carassius gibelio*).

Doporučuji na základě výsledků z mnohorozměrných analýz zaměřit se na vybrané druhy ryb, např. při sledování na další druhy ryb – *Sander lucioperca*, *Abramis brama*, případně *Perca fluviatilis* a *Leuciscus cephalus* (možnost využít poměru *Perca fluviatilis* a *Abramis brama*, jak uvádí [Draštík et al. 2005](#) nebo znalostí, které uvádí [Janovský et al. 2011](#) u *Perca fluviatilis* a *Sander lucioperca* u nádrží Slapy a Orlick s ohledem k problematice výskytu povodní a rovněž s možností adekvátního přiřazení roku 2009). Rovněž doporučuji zařazení dalších říčních revírů a zařadit i revíry nižších poloh, neboť chování a odezva se může lišit než u výše položených revírů, jak dokládá [Bolland 2008](#).

V práci jsou pro celkový pohled a úplnost zařazeny i některé mnohorozměrné analýzy, které nevykazují statistickou adekvátní průkaznost, proto tyto modely nedoporučuji prezentovat dále v jiných pracích a po konzultaci další vhodné návrhy pro další zlepšení statistické průkaznosti modelů navrhl [Vítek 2012¹⁹](#), který doporučuje redukci počtu proměnných (respektive vyřadit ty, u nichž je zřejmá kolinearita, případně vycházet z marginálních efektů a ty nejméně významné odstranit). Další možností je zkusit použít CCA, neboť v některých případech může poskytnout nelineární CCA průkaznější výsledky.

Výzkum nového druhu naší ichtyofauny, sumečka černého, respektive zkoumání jeho jednoznačné determinace na základě morfologických charakteristik byl ve stanoveném cíli splněn (**kapitola 5.4**) .

¹⁹ [Ing. Tomáš Vítek, Ph.D.](#) - Ústav zoologie, rybářství, hydrobiologie a včelařství (AF), Mendlova univerzita v Brně

Obecně by se další zkoumání mělo zaměřit na jednu z předkládaných částí (vliv extrémních povodní na rybníční hospodaření a výši jejich ztrát, hydrodynamické modelování jako nástroj pro rybářskou praxi, vliv povodní na ichtyofaunu volných vod, výskyt nežádoucích a invazivních druhů a změny ve struktuře ichtyofauny na jednotlivých nádržích) a tuto jednu část zkoumat ještě více detailněji.

9 Souhrn

Disertační práce (první část) je zaměřena na zkoumání ztrát na rybách vzniklých v rybníčních akvakulturách po povodňových událostech posledních let (roky 2002 a 2006).

Pro výpočet škod na rybích obsádkách se vychází z protokolů o zjištěných škodách způsobených povodněmi, které jsou součástí příloh Metodiky pro výpočet škod způsobených úbytkem rybí obsádky v rybnících v důsledku povodní pomocí kontrolních odlovů, kterou vydalo Ministerstvo zemědělství České republiky.

Posuzovány byly dva rybářské subjekty. Ztráty u těchto dvou subjektů nejsou analogické, vyjma dvou věkových kategorií kapra K_2 (39 % a 42,8 %) a K_3 (30 % a 32,1 %) za rok 2002.

Následně byly zařazeny další subjekty a ztráty byly hodnoceny dle možných způsobů hierarchie.

K této části práce je začleněn simulační teoretický příklad, sledování odezvy hladin rybníků, které jsou řazeny v kaskádě, při výskytu extrémní srážky a modelace změny hladin rybníků za teoretického předpokladu, kdyby se objem jednoho rybníka z nich zdvojnásobil. Tyto modely demonstrují, že v případě kaskád rybníků, které jsou nejvíce zatěžovány vyplavením obsádek, by se dalo pravděpodobně využít vodohospodářských modelů pro snížení vzniku ztrát na rybách přesnější manipulací nebo předpovědět vyplavení a dříve podniknout kroky k jejich snížení.

Druhá část disertační práce se dále soustředí na kauzalitu povodní a stav rybářských úlovků jako možného ukazatele pro sledování změn celkové abundance (případně biomasy) ichtyofauny po povodňových událostech na nádržích Vltavské kaskády. Statisticky jsou hodnoceny (za použití t-testů) tři vybrané druhy ryb (kapr obecný (*Cyprinus carpio*), bolen dravý (*Aspius aspius*) a amur bílý (*Ctenopharyngodon idella*)) vzhledem k roku 2002 a 2006.

Další podkapitolu tvoří mnohorozměrná analýza, kde jsou hodnoceny úlovky vzhledem k období před a (po)povodňových událostech a současně je do hodnocení zahrnut i vliv lovicích, úspěšně lovicích rybářů a docházka rybářů.

Vliv počtu rybářů (lovících, úspěšně lovicích) a vliv počtu docházek k vodě na celkové úlovky ryb na nádržích ve sledovaném období 1999 – 2008 se ukazuje menší, v případě hodnocení abundance (ks/ha), než vliv jednotlivých let, tj. rozdělení

let na roky povodňové a mimopovodňové (s výskytem povodní a bez nich) na nádržích Vltavské kaskády.

Třetí část práce se zaměřuje na jeden druh naší ichtyofauny, sumečka černého (*Ameiurus melas*). Soustředí na morfometrické odlišnosti od blízkého a podobného druhu sumečka amerického (*Ameiurus nebulosus*). K morfometrické diferenciaci je užito vícerozměrných statistických analýz (PCA a DFA).

Za použití uvedených statistických analýz byly vybrány morfometrické znaky, které jsou vhodné pro rozlišení obou druhů sumečků.

10 Summary

This thesis examines the loss of fish in aquaculture ponds caused by recent flooding events (2002 and 2006).

The calculation of the fish stock losses is based on the protocols describing the losses caused by the flooding events and according to the Methodology for the calculation of the damages caused by the fish stock decline in ponds as a consequence of the flooding events by means of the sample fishing.

Two fishing businesses were analyzed. For the year 2002, the economical losses within these companies were not found identical, except for two age categories of carp K₂ (39,0 % and 42,8 %) and K₃ (30,0 % and 32,1 %).

Subsequently, additional businesses were assessed and the economical losses were analyzed hierarchically.

This part of the thesis also contains the simulative theoretical example – monitoring of the response of the water surfaces of certain ponds being built as a cascade to the extreme rainfall; and simulation of the changes of the water surfaces under the theoretical precondition of doubling the volume of water in one of the ponds.

These models demonstrate that the cascade ponds with the highest risk of the possible fish stock being washed out would benefit from the creation of specific water management plans that would reduce the loss of fish by more precise water level manipulation or by the washing-out forecast.

The second part of the thesis focuses on the causality of the flooding events and the state of the catches as one possible indicator of the total abundance (or biomass) of the fish fauna after the flooding events in the water reservoirs of the Vltava cascade. Three selected fish species were statically analyzed (using t-tests) – Common carp (*Cyprinus carpio*), Asp (*Aspius aspius*) and Grass carp (*Ctenopharyngodon idella*) with regard to years 2002 and 2006.

Next chapter includes the multi-dimensional analysis, where the catches of fish are compared before and after the flooding events. Concurrently, the impacts of anglers, successfully fishing anglers and the frequency of their visits are involved.

Comparing the total fish catch in water reservoirs in Vltava cascade in the monitored period of 1999 – 2008, the impact of a number of anglers (fishing and successfully fishing) and the number of their visits seems to be smaller in case

of abundance assessment (pieces per hectare) than the impact of particular climate events over the years, i.e. years with or without the flooding event.

The third part of this thesis compares one of our fish species – Black bullhead (*Ameiurus melas*) with very similar and related species Brown bullhead (*Ameiurus nebulosus*) in terms of their morphological differences. Multidimensional statistical analyses (PCA and DFA) are used for the morphological differentiation.

As a result, specific morphological characteristics were selected, using of which should ensure 96% success in their determination.

11 Bibliografické citace

- Aarts BGW, Van den Brink FWB, Nienhuis OH 2004. Habitat loss as the main cause of the slow recovery of fish faunas of regulated large rivers in Europe: the transversal floodplain gradient. *River Research and Applications* 20(1): 3-23.
- Adámek Z, Vostradovský J, Dubský K, Nováček J, Hartvich P 1997 *Rybářství ve volných vodách*. East publishing, a.s., Praha, 205.
- Ahmed M, Shah-Newaz SM 2001. Application of Flood Management Model for Water Management in Compartmentalization Pilot Project, Tangail in Bangladesh. *Proceedings of the 2001 International Symposium on Environmental Hydraulics*. 1-6.
- Amoros C, Roux AL, Reygrobellet JL, Bravard JP, Pautou G 1987. A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems. *Regulated Rivers* 1: 17-36.
- Anderson RO, Neumann RM 1996. Length, weight and associated structural indices. In: Murphy BR, Willis DW (eds.). *Fisheries techniques*. American Fisheries Society, Bethesda, pp 447-482.
- Assani AA, Quessy JF, Mesfioui M, Matteau M 2010. An example of application: The ecological „natural flow regime“ paradigm in hydroclimatology. *Water Res* 33: 537-545.
- Bain MB, Finn JT, Book HE 1988. Streamflow regulation and fish community structure. *Ecology* 69: 382-392.
- Baker VR, Kochel RC, Patton PC 1988. *Flood geomorphology*. 503.
- Baruš V, Oliva O 1995 *Mihulovci a ryby*, Praha, Academia, 1. vyd. 306 s.
- Bayley PB 1991. The food pulse advantage and the restoration of river-floodplain systems. *Regulated Rivers* 6: 75-86.
- Bayley PB. 1995. Understanding large river-floodplain ecosystems. *BioScience* 45: 153-158.
- Bernacsek GM 2001. *Dams, Fish and Fisheries: Opportunities, challenges and conflict resolution*. Gerd Marmulla. Rome: [s.n.]. ISBN 92-5-104694-8. Environmental issues, capacity and information base for management of fisheries affected by dams, s. 139-166.
- Bolland JD 2008. Factors affecting the dispersal of coarse fish. The university of Hull. Thesis. 141.
- Boukal DS, Jankovský M, Kubečka J, Heino M 2012. Stock-catch analysis of carp recreational fisheries in Czech reservoirs: Insights into fish survival, water body productivity and impact of extreme events.
- Boyd CE, Gross A 2000. Water use and conservation for inland aquaculture ponds. *Fisheries Management and Ecology*. 7: 55-63.
- Brázdil R, Dobrovolný P, Elleder L, Kakos V, Koryta O, Macková J, Valášek H 2005. Studium historických povodní v České republice jako příspěvek k historické hydrologii. *Hydrologické dni*. 311-329.

- Brázdil R. 2003. Poučení z historických povodní v Česku. *Veronica*, 2: 4-6.
- Brookes A 1990. Channelized rivers: perspectives for environmental management. New York: John Wiley and Sons. 342.
- Brown LR 2000. Fish communities and their associations with environmental variables, lower San Joaquin River drainage, California *Environmental Biology of Fishes* 57: 251–269.
- Calow P 1994. The Rivers handbook: hydrological and ecological principles: in two volumes. Wiley-Blackwell 536.
- Čamrová L, Jílková J et al. 2006a. Povodně v území institucionální a ekonomické souvislosti. IEEP. Eurolex Bohemia Praha. 176.
- Čamrová L, Jílková J et al. 2006b. Povodňové škody a nástroje k jejich snížení. IEEP Praha. 418.
- Český hydrometeorologický ústav [online] 2002. [cit. 2010-06-30]. Vysvětlení pojmu „stoletá povodeň“. Dostupné z WWW: <http://www.chmi.cz/hydro/pov02/100_voda.htm>.
- Cushing CE, Cummins KW, Minshall GW 2006. River and stream ecosystems of the world. University of California Press. 817.
- Daryl BS, Şentürk F 1992. Sediment transport technology: water and sediment dynamics. Water Resources Publication. 897.
- Directive 2007/60/EC (Chapter 1 Article 2) of the European parliament and of the council of 23 October 2007 on the assessment and management of flood risks. Official Journal of the European Union L 288/27.
- Donske H, O'Neill CHR 2004. Invasive species of lakes Erie and Ontario. NY Sea Grant Factsheet. 8.
- Draštík V, Kubečka J, Šovčík P 2005. Rybářství v nádržích s rozdílným ekohydrologickým režimem. In Toxicita a biodegradabilita odpadů a látek významných ve vodním prostředí. 180-183.
- Draštík V, Kubečka J, Tušer M, Čech M, Frouzová J, Jarolím O, Prchalová M. 2008. The effect of hydropower on fish stocks: comparison between cascade and non-cascade reservoirs. *Hydrobiologia*, 609 (1): 25–36.
- Education foundation [online]. 2004 [cit. 2010-07-23]. Oracle. Dostupné z WWW: <<http://library.thinkquest.org/03oct/02054/floodtype.htm>>.
- EEA 2008. Impacts of Europe's changing climate – 2008 indicator-based assessment. European Environment Agency. Report No 4/2008.
- EIFAC 2008. European Inland Fisheries Advisory Commission - Code of Practice for Recreational Fisheries. Occasional Paper EIFAC, FAO Rome, 2008, 54.
- EIFAC 2010. European Inland Fisheries Advisory Commission – Methodologies for assessing socio-economic benefits of European inland recreational fisheries. FAO Rome. 116. Ankara, 2010. ISBN 978-92-5-106636-2.
- Elleder 2007. Historické extrémní případy povodní Labe a Vltavy. Změny v krajině a povodňové riziko. Sborník příspěvků semináře Povodně a změny v krajině. Langhammer J (ed.). PřF UK, Praha. 29-37.

- Elwood JW, Waters TF 1969. Effects of floods on food consumption and production rates of stream brook trout population. *Transactions of the American Fisheries Society* 98, 253-262.
- Fausch KD, Bramblett RG 1991. Disturbance and fish communities in intermittent tributaries of a western Great Plains river. *Copeia*: 659-674.
- Flajšhans M, Gela D 2008. Studie posouzení škod na rybích obsádkách při jarní a letní povodni 2006. Studie pro MZe ČR.
- Flood encyclopedia topics [online] 2010. [cit. 2010-06-30]. Flood. Dostupné z WWW: <<http://www.reference.com/browse/flood>>.
- Flood types [online] 2008. [cit. 2010-07-23]. Floodsite. Dostupné z WWW: <<http://www.floodsite.net/juniorfloodsite/html/en/student/thingstoknow/hydrology/floodtypes.html>>.
- Ganio LM, Torgersen, CHE, Gresswell RE 2005 A geostatistical approach for describing spatial pattern in stream network. *Front Ecol Environ* 3: 138–144.
- Gillette DP, Tiemann JS, Edds DR, Wildhaber ML 2006. Habitat use by a Midwestern U.S.A. riverine fish assemblage: effects of season, water temperature and river discharge. *Journal of Fish Biology* 68. 1494-1512.
- Glaser R, Stangl H. 2003 Historical floods in the Dutch Rhine Delta, *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* 3: 605–613.
- Gordon ND 2004. *Stream hydrology: an introduction for ecologists*. John Wiley and Sons. 429.
- Gottschalk L 1985. Hydrological regionalization of Sweden. *Hydrol Sci J* 30:65-83.
- Gregory KJ, Walling DE 1973. *Drainage basin form and process*. John Wiley. 456.
- Haines AT, Finlayson BI, McMahon TA 1988. A global classification of river regimes. *Appl Geogr.* 8: 255-272.
- Hänfling B, Durka W, Brandl R 2004. Impact of habitat fragmentation on genetic structure roach, *Rutilus rutilus* in a riparian ecosystem. *Conservation Genetics* 5: 247-257.
- Harrell HL 1978 Response of the Devil's river (Texas) fish community to flooding *Copeia*: 60-68.
- Harris MN, Gurnell MA, Hannah DM, Petts GE. Classification of river regimes: a context of hydroecology. *Hydrol Process* 2000. 14: 2831-2848.
- Hartman P, Lett P, Staněk J 2002 J. Povodeň 2002 na rybnících města Českých Budějovic. Nепublikováno, České Budějovice 2002, 10s.
- Hartvich P, Lusk S, Halačka K, Havlová J, Švarc J 1998: Diverzita ichtyofauny a migrační průchodnost řeky Lužnice. In: Biodiverzita ichtyofauny ČR (II). Brno, Ústav biologie obratlovců AV ČR. 137-148.
- Hartvich P, Vácha F, Flajšhans M 2002. Metodika pro výpočet škod způsobených úbytkem rybí obsádky v rybnících v důsledku povodní pomocí kontrolních odlovů. Mze ČR. 35s.

- Harvey BC 1987. Susceptibility of young-of-the-year fishes to downstream displacement by flooding. *Transactions of the American Fisheries Society* 116: 851-855.
- Havlík A [online] 2010. *Hydraulika* [cit. 2010-07-08]. *Základy hydrologie*. Dostupné z WWW: <http://hydraulika.fsv.cvut.cz/predmety/VIN/ke_stazeni/Hydrologie.pdf>.
- Heil P 2002 Der Fisch bei Hochwasser. *Schweizerische Fischereizeitung*. 7/8: 76-77.
- Hladík M, Kubečka J 2003. Fish migration between a temperate reservoir and its main tributary. *Hydrobiologia* 504: 251–266.
- Hladný J et al. 1997. Impacts of potential climate change on hydrology and water resources in the Czech Republic. *ČHMÚ Praha*. 134.
- Hladný J et al. 1996. Dopady možné změny klimatu na hydrologii a vodní zdroje v České republice. *Hydroprojekt Praha* 137.
- Holčík J 1991. Fish introductions in Europe with particular reference to its central and eastern part. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 48 (1): 13-23.
- Holčík J 1998. *Ichtyológia. Příroda, a.s., Bratislava*, 310.
- Holčík 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 úpravne zásahy. *Vodní hospodářství* 5: 132-137.
- Holland LE, Bryan CF, Newman JP 1983. Water quality and the rotifer population in the Atchafalaya River Basin. *Hydrobiologia* 98: 55–69.
- Holub M 2006. Dynamika ichtyofauny v hydrosystémech aluvia horní Lužnice. *České Budějovice. Dizertační práce. Jihočeská univerzita*. 180.
- Holub M, Dvořák P, Hartvich P 2004. Monitorování třecích migrací ryb na horní Lužnici mezi hlavním tokem a slepými rameny. *Sborník příspěvků ze VII. České ichtyologické konference s mezinárodní účastí, VÚRH Bosňany*, 162-165.
- Hornberger GM 1998. *JHU Press*. 302.
- Horton RE 1932. Drainage basin characteristics. *Trans Am. Geophys Union* 13:350–361
- Horton, RE 1945. Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. *Bulletin of the Geological Society of America* 56, 275-370.
- Horwitz RJ 1978. Temporal variability patterns and the distributional patterns of stream fishes. *Ecological monographs* 48:307-321.
- Humphries P, King AJ, Koehn JD 1999. Fish, flows and flood plains: links between freshwater fishes and their environment in the Murray-Darling River system, Australia *Environmental Biology of Fishes* 56: 129–151.
- Humpl M, Pivnička K 2006. Fish Assemblages as Influenced by Environmental Factors in Streams in Protected Areas of the Czech Republic. *Ecology of Freshwater Fish*, 15.1:92-101.

- Humpl M, Pivnička K, Jankovský M 2009. Sport fishery statistics, water quality and fish assemblages in the Berounka River in 1975 - 2005. *Folia Zoologica*, 58(4):457-465.
- IPCC 2001. (Intergovernmental Panel on Climate Change) and Mc-Carthy, J. Climate Change 2001: Impacts, Adaptation and Vulnerability, contribution of Working Group II to the third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- IREAS 2006. [online]. Ochrana před povodněmi v urbanizovaných územích 2006 [cit. 2010-07-11]. IREAS. Dostupné z WWW: <<http://www.ireas.cz/projekty/pop/publikace.php>>.
- Jankovský M, Boukal D, Pivnička K, Kubečka J 2011. Tracing possible drivers of synchronously fluctuating species catches in individual logbook data. *Fisheries Management and Ecology* 18: 297-306.
- Jankovský M. 2009. The role of the common carp catches in the overall angling exploitation on two different reservoirs in the Czech Republic. *Acta Universitatis Carolinae Enviromentalica*, 1-2: 79-90.
- John KR 1963. The Effect of Torrential Rains on the Reproductive Cycle of *Rhinichthys osculus* (Girard) in the Chiricahua Mountains, Arizona. *Copeia* 1963: 286-291.
- Jonsson N 1991. Influence of Water Flow, Water Temperature and Light on Fish Migration in Rivers. *Nordic Journal of Freshwater Research NJFREG.* 66: 20-35.
- Jowett IG, Duncan MJ 1990. Flow variability in New Zealand rivers and its relationship to in-stream habitat and biota. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 24: 305-317.
- Jungerová P 2003. Divoké příběhy českých řek : Labe teklo kdysi přes Prahu. *Lidové noviny*. 24.7.2003, 16-18.
- Junk WJ (eds). 1997. *The Central Amazon Floodplain*. Springer-Verlag: New York.
- Junk WJ 2001. The Flood Pulse Concept of Large Rivers: Learning from the tropics. *Verrh. Internat. Verein. Limol.*, 27: 3950-3953.
- Junk WJ, Bayley PB, Sparks RE 1989. The Flood Pulse Concept In River-Floodplain Systems. In: Doge DP (Ed.). *Proc. Int. Large River Symp. (Lars) – Can Spec Publ Fish Aquat Sci* 106: 110-127.
- 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.
- Jůva K, Hrabal A, Tlapák V 1984. *Malé vodní toky*. Státní zemědělské nakladatelství. Praha. 256.
- Kadlec D, Šimková A, Jarkovský J, Gelnar M 2002. Parasite communities of freshwater fish under flood conditions. *Parasitology Research* 89:272-283.
- Kalvoda J 2007. Rapid fluvial process in the Late Quaternary. *Sborník příspěvků semináře Povodně a změny v krajině*. Langhammer J (ed.). PřF UK, Praha. 17 – 28.

- Kalvová J, Moldan B 1996. Klima a jeho změna v důsledku emisí skleníkových plynů. Praha. 161.
- Kašpárek 2007. Modelování vlivu klimatických změn na hydrologický režim v ČR.
- Kemel M 1991. Hydrologie. Praha, ČVUT.
- Kemel M 1994. Hydrologie. Skripta FSv ČVUT. Praha
- Kern K 1994. Grundlagen naturnaher Gewässergestaltung. Geomorphologische Entwicklung von Fließgewässern. Berlin, Springer – Verlag.
- Kovář Sklenička 2003. Možnosti zmírnění povodňových škod na povodích. Possibilities the flood damage to catchment areas. Život. Prostr. 37 (4): 191-193.
- Křivanec K, Kubečka J 1990. Ichtyofauna řeky Malše a nádrže Římov. Machart J. Jihočeské muzeum, České Budějovice. Vliv vodárenské nádrže Římov na utváření obsádky ryb v úseku Malše pod nádrží. 125-133.
- Kubečka J, Prchalová M, Hladík M, Vašek M, Říha M 2004. Effect of catastrophic flooding on the composition of the fish stock of the Římov reservoir. In Lusk S, Lusková V, Halačka K (eds.). Biodiversity of the Ichthyofauna of the Czech Republic (V). Institute of Biology of Vertebrates, Brno. 129-135.
- Lasne E, Lek S, Laffaille P 2007. Patterns in fish assemblages in the Loire floodplain: The role of hydrological connectivity and implications for conservation. Biological Conservation 139 (3-4): 258-268.
- Lobb, MD, Orth, D J 1991. Habitat use by an assemblage of fish in a large warmwater stream. Transactions of the American Fisheries Society 120: 65-78.
- Lojkásek B, Lusk S, Halačka K, Lusková K, 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.
- Lusk S 1999. Vliv přehrad a údolních nádrží na diverzitu ichtyofauny České republiky. In Adámek, Zdeněk. Bulletin VÚRH Vodňany: Rybářské využití údolních nádrží. České Budějovice: [s.n.]. Ročník 35, 1/2. s. 13-22. ISSN 0007-389X.
- Lusk S, Hartvich P, Halačka K, Lusková V, Holub M 2004. Impact of Extreme Floods on Fishes in Rivers and their Floodplains. 2(4): 173-181.
- Lytle DA, Poff NL 2004. Adaptation to natural flow regimes, Trends Ecol Evol 19: 94-100.
- Matheney MP, Rabeni CF 1995. Patterns of movement and habitat use by hog suckers in an Ozark stream. Transactions of the American Fisheries Society 124. 886-897.
- Matthews WJ, Schorr MS, Meador MR 1996. Effects of experimentally enhanced flows on fishes of a small Texas (ASA) stream: Assessing the impact of interbasin transfer. Freshwater biology 35. 349-362.

- McCarthy JJ 2001. Climate change. Intergovernmental Panel on Climate Change. Working Group II. Cambridge University Press. 1032.
- Merwade VM, Maidment DR, Hodges BR 2005. Geospatial representation of river channels. (Center for Research in Water Resources University of Texas at Austin). *J. Hydrologic Engrg.* 10 (3): 243-251.
- Michener WK, Haeuber RA 1998. Flooding: natural and managed disturbances. *BioScience* 48: 677-680.
- Mitchell JK 2003. European River Floods in a Changing World. *Risk Analysis* 3: 567-574.
- Morisawa M 1958. Measurement of drainage basin outline form. *J. Geol.* 66: 587-591.
- Morisawa M 1985 *Rivers: Form and Process. Geomorphology Texts No. 7.* Longman Group Ltd. New York.222.
- Moyle PB, Crain PK, Whitener K, Mount JF 2003. Alien fishes in natural streams: Fish distribution, assemblage structure, and conservation in the Cosumnes River, California, USA. *Environmental Biology of Fishes* 67:277–288.
- Nesler TP, Muth RT, and Wasowicz AF 1988. Evidence of baseline flow spikes as spawning cues for Colorado squawfish in the Yampa River, Colorado. *American Fisheries Society Symposium* 5: 68-79.
- Nikol'skij GV 1961. *Ekologia ryb. 1. izdanie.* Moskva . Vysšaja škola. 2. izd. 3 izd. 1974. 365.
- Northcote TG 1978. Migratory strategies and production in freshwater fishes. In: *Ecology of Freshwater Production.* D. Gerking, Blackwell, Oxford: 326-359.
- Northcote TG 1984. *Mechanisms of Migration in Fishes: Mechanisms of fish migration in rivers.* J.D. McCleave, J.J. Dodson & W.H. Neill. New York: Plenum. 317-355.
- Oberdorff T, Guilbert E, Luchetta JC 1993. Patterns of fish species richness in the Seine River basin, France. *Hydrobiologia* 259: 157-167.
- Oberdorff T, Pont D, Hugueny B, Chessel D 2001. A probabilistic model characterizing fish assemblages of French rivers: a framework for environmental assessment. *Freshwater Biology*, 46: 399-415.
- Pavlov DS 1979. *Biologičeskije osnovy upravljenja povedenijem ryb v potoke vody.* Izd. Nauka, Moskva. 319.
- Pegg MA, Irons KS, O'Hara TM, McClelland MA 2006. Initial response of a floodplain lake fish community to water-level stabilisation. *Ecology of Freshwater Fish* 15: 40-47.
- Poff NL, Allan JD 1995. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrologic variability. *Ecology* 76:606-627.
- Pohunek M, Kavalec J, Šimek Z, Zelinka M 1972. *Sportovní rybářství. Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 1. vyd. 542.*
- Pokorný J 2009. *Vodní hospodářství. Stavby v rybářství.* Informatorium Praha.312.

- Pokorný J, Šilhavý V, Hartvich P 2007. Úloha rybníků v protipovodňové ochraně a hospodaření s vodou v krajině.
- Pokorný J, Šilhavý V, Rutkayová J, Hartvich P 2007. Vliv proměnlivosti srážek na české rybníkářství. Národní dialog o integrované ochraně a využití vodních zdrojů v ČR 12. – 13. 6. 2007 Nové Město na Moravě (oral presentation).
- Povodí Vltavy 2009. Ochrana před povodněmi a vodní režim krajiny. Část D. Plán povodí Horní Vltavy. 42. Dostupné také z WWW: <http://extranet.kr-vysocina.cz/download/olvhz/pop/ZK-06-2009-80pr4_Horni_Vltava/D/1_TEXTOVA_CAST/VH_Kapitola_D.pdf>.
- Prach K, Jenik J, Large ARG (eds). 1996. Floodplain Ecology and Management, the Luznice River in the Trebon Biosphere Reserve, Central Europe. SPB Academic Publishing: Amsterdam.
- Prchalová M, Kubečka J, Hladík M, Hohausová E, Čech M, Frouzová, J 2006. Fish habitat preferences in an artificial reservoir system. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie 29, 1890-1894.
- Prchalová M, Kubečka J, Vašek M, Peterka J, Sed'a J, Jůza T, Říha M, Jarolím O, Tušer M, Kratochvíl M, Čech M, Draštík V, Frouzová J, Hohausová E 2008. Distribution patterns of fishes in a canyon-shaped reservoir. Journal of Fish Biology 73, 54-78.
- Punčochář P 2007. Adaptační aktivity na scénáře změny klimatu ve vodním hospodářství.
- Raghunath HM 2006. Hydrology: Principles, Analysis and Design. New Age International. 476.
- Reddy PJR 2005. A textbook of hydrology. Firewall Media 530.
- Ředinová J, Pavlásek J, Máca P 2009. Hydrologie Návody ke cvičením ČZU v Praze. Skripta. 80.
- Resende EK 2004. The flood pulse concept and its relation to fish biology in the Pantanal. Advances in Fish Biology; 2004; VI International Congress on the Biology of Fish, Manaus; BRASIL; Inglês; 283-286.
- Řezáčová D, Pešice P, Sokol Z 2005 An estimation of probable maximum precipitation for river basins in the Czech Republic. Atmos. Research, 77, 407-421.
- Rutkayová J 2006. Efektivnost vysazování a těžby ryb v nádržích na Vltavě se zřetelem k povodni v roce 2002. České Budějovice, 2006. Diplomová práce. Jihočeská univerzita. 52 s.
- Rutkayová J, Biskup R, Harant R, Šlechta V, Koščo J 2012. *Ameiurus melas* (black bullhead): morphological characteristics of new introduced species and its comparison with *Ameiurus nebulosus* (brown bullhead), Reviews in Fish Biology and Fisheries. 1-18.
- Rutkayová J, Hartvich P, Dvořák P, Biskup R 2006. Efektivnost vysazování a těžby ryb v nádržích na Vltavě se zřetelem k povodni v roce 2002. Sborník Agroregion 2006. Zedníková (ed.) JU v Českých Budějovicích, ZF. 206.

- Šamaj, F., Valovič, Š., Brázdil, R. (1985): Denné úhrny zrážok s mimoriadnou výdatnosťou v ČSSR v období 1901-1980. Zborník prác Slovenského hydrometeorologického ústavu, Bratislava, sv. 24, s. 9-112.
- Sato T 2006. Dramatic decline in population abundance of *Salvelinus leucomaenis* after a severe flood and debris flow in a high gradient stream. *Journal of Fish Biology* 69. 1849-1854.
- Schlosser IJ 1985. Flow regime, juvenile abundance, and the assemblage structure of stream fishes. *Ecology* 66: 1484-1490.
- Schumm S 1956. Evolution of drainage systems and slopes in badland at Perth Amboy, New Jersey. *Bulletin of Geological Society of America* 67: 597-646.
- Slavík O, Mašek P, Balvín P, Kolářová J, Randák T 2004. Migrace pstruhů obecných a variabilita průtoku v pramenných oblastech řek Vydry a Vltavy (Brown trout migrations and flow variability in the headwater stretches of the Vltava and Vydra Rivers). *Aktuality Šumavského výzkumu II*. 230 – 232.
- Snelder TH, Biggs BF, Woods RA 2005. Improved eco-hydrological classification of rivers, *River Res Appl* 21:609-628.
- Soukup M, Hrádek F 1999. Optimální regulace povrchového odtoku z povodí. VÚMOP Praha. 98.
- Sparks RE, Nelson JC, Yin Y 1998. Naturalization of the flood regime in regulated rivers. *BioScience* 48: 706-720.
- Spink A, Sparks RE, van Oorschot M, Verhoeven JTA 1998. Nutrient dynamics of large river floodplains. *Regulated Rivers* 14: 203-216.
- TAB 2007. Fish migration triggers the Lower Mekong Basin. The technical advisory body for fisheries management (TAB). *Mekong Fisheries Management Recommendation* 6: 1-5.
- Thompson J 2002. Wetland drainage, river modification, and sectoral conflict in the Lower Illinois Valley, 1890-1930. Carbondale IL, Southern Illinois University Press. 284.
- Toth LA, Dudley DR, Karr JR, Gorman OT 1982. Natural and man-induced variability in a silverjaw minnow (*Ericymba buccata*) population. *American Midland Naturalist* 107: 284-293.
- UNEP 2008. [online]. Number of flood events by continent and decade since 1950. [cit. 2010-07-22]. UNEP GRID ARENDAL. Dostupné z WWW: <<http://maps.grida.no/go/graphic/number-of-flood-events-by-continent-and-decade-since-1950>>.
- Urbánek M 2005. Zhodnocení povodňových ztrát na obsádkách ryb rybářství Hluboká. [s.l.], Diplomová práce. 54.
- Van den Brink FWB, de Leeuw JPHM, van der Velde G, Verheggen GM 1993. Impact of hydrology on the chemistry and phytoplankton development in floodplain lakes along the Lower Rhine and Meuse. *Biogeochemistry* 19: 103-128.
- Van Haveren BP 1986. 'Management of instream flows through runoff detention and retention', *Water Resour. Bull.* 22(3), 399–404.

- Vilímek V [online] 2010. [cit. 2010-07-08]. Zhodnocení průběhu a následků povodně z hlediska geomorfologie. 213-226. Dostupné z WWW: <http://hydro.natur.cuni.cz/zmeny_povodni/pdf/vilimek.pdf>
- Vinš B 1997. Impacts of potential climate change on forests of the Czech Republic. Praha, NPK ČR. 145.
- Vrána K, Beran J 2005. Rybníky a účelové nádrže. ČVUT Praha. Fakulta stavební. 150.
- Wantzen KM, Junk WJ, Rothhaupt KO 2008. An extension of the flood pulse concept (FPC) for lakes. *Hydrobiologia* 613:151–170.
- Ward JV, Tockner K, Schiemer F 1999a. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers* 15: 125-139.
- Welcomme RL 1985. River fisheries. Food and Agriculture Organization of the United Nations, FAO Fisheries Technical Paper 262. 303.
- Weng Z, Mookerji N, Mazumder A 2001. Nutrient-dependent recovery of Atlantic salmon streams from a catastrophic flood. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58. 1672-1682.
- Wenger EL, Zinke A, Gurzweiler K 1990. Present situation of the European floodplain forest. *Forest ecology and management* 33/34: 5-12.
- Zákon 254/2001 Sb., ze dne 28. června 2001 o vodách a o změně některých zákonů. (vodní zákon).
- Zapletal M 2004. Hydrologie. Střední rybářská škola a Vyšší odborná škola vodního hospodářství a ekologie, Vodňany (dotisk 2007), 102 s.
- Zavaleta R, Hobbs RJ, Mooney HA 2001. Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. *Trends in Ecology and Evolution*. 16 (8): 454-459.

Zdroje a finanční krytí disertační práce:

Interní grant Zemědělské fakulty Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích (obor Speciální zootechnika) **IG 02/09** – Identifikace rozdílů plastických znaků sumečka černého (*Ameiurus melas*) a sumečka amerického (*Ameiurus nebulosus*) [Difference identification of morph-metric characteristics of Black bullhead (*Ameiurus melas*) and Brown bullhead (*Ameiurus nebulosus*)]

12 Seznam zkratek

BPEJ – Bonitovaná půdně ekologická jednotka zemědělských pozemků, která se vyjadřuje pětímístným číselným kódem. Udává hlavní půdní a klimatické podmínky, které mají vliv na produkci zemědělské půdy.

ČRS – Český rybářský svaz.

DMT – Digitální model terénu.

VD – Vodní dílo.

VÚMOP – Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy.

PCA – Principial analysis component – Analýza hlavních komponent.

DFA – Discriminant function analysis – Diskriminační analýza.

CCA – Canonical correspondent analysis – Kanonická korespondenční analýza.

13 Obsah

1	ÚVOD	1
2	LITERÁRNÍ REŠERŠE	2
2.1	GEOGRAFIČTÍ ČINITELÉ ODTOKU	2
2.1.1	<i>Geomorfologické vlastnosti údolí a koryt řek.....</i>	2
2.1.2	<i>Řeky, říční síť.....</i>	2
2.2	ODTOK POVRCHOVÝCH VOD.....	4
2.2.1	<i>Vodní stavy a zpracování.....</i>	4
2.2.2	<i>Průtoky a hydrologický režim.....</i>	5
2.3	HYDROLOGICKÁ CHARAKTERISTIKA EXTRÉMních PRŮTOKŮ (POVODNÍ)	8
2.3.1	<i>Definice povodní, extremita.....</i>	8
2.3.2	<i>Tvar a objem průtokových a povodňových vln</i>	10
2.3.3	<i>Transformace povodňové vlny.....</i>	11
2.3.4	<i>Obecné rozdělení povodní</i>	11
2.3.5	<i>Rozdělení povodní v ČR.....</i>	12
2.3.6	<i>Povodně ve světě.....</i>	14
2.3.7	<i>Historické výskyty povodní na území České republiky</i>	15
2.3.8	<i>Povodně a současnost na území České republiky.....</i>	17
2.3.9	<i>Hydrologie na rybnících.....</i>	17
2.3.10	<i>Nádrže a rybníky ve vtahu k povodním.....</i>	19
2.3.11	<i>Efekty spojené s povodněmi</i>	20
2.4	ICHTYODRIFT, MIGRACE RYB A ZVÝŠENÉ PRŮTOKY	21
2.4.1	<i>Migrace ryb, ichtyodrift, změny průtokového režimu</i>	21
2.4.2	<i>Migrační přesuny ryb při zvýšených průtocích.....</i>	24
2.4.3	<i>Migrace ryb z rybníčních akvakultur do volných vod (Vltavská kaskáda)</i>	26
2.5	RIZIKA MIGRACE RYB Z RYBNÍČNÍCH AKVAKULTUR A PREVENCE NÁSLEDKŮ	27
2.5.1	<i>Rizika migrací ryb z rybníčních akvakultur.....</i>	27
2.5.2	<i>Prevence migrací.....</i>	29
2.6	NÁSLEDKY ZMĚN KLIMATU (POVODNÍ) A JEJICH PREVENCE	30
3	VĚDECKÉ HYPOTÉZY A CÍLE PRÁCE.....	33
3.1	VLIV EXTRÉMních POVODNÍ NA RYBNÍČNÍ AKVAKULTURY	33
3.2	VLIV EXTRÉMních POVODNÍ NA ICHTYOFAUNU VOLNÝCH VOD	33
3.3	CÍL DISERTAČNÍ PRÁCE.....	34
4	MATERIÁL A METODIKA ŘEŠENÍ.....	36
4.1	METODIKA PRO VÝPOČET ZTRÁT NA RYBÍCH OBSÁDKÁCH	36
4.2	METODIKA PRO ZHODNOCENÍ ÚROVNÍ HLADIN RYBNÍKŮ JANOVSKÉHO POTOKA ZA EXTRÉMní POVODNĚ – MODELOVÁ SITUACE	37
4.3	MATERIÁL A METODIKA PRO ZHODNOCENÍ STATISTICKÝCH ÚLOVKŮ NA NÁDRŽÍCH VLTAVSKÉ KASKÁDY (STATISTICKÉ HODNOCENÍ)	39
4.4	MATERIÁL A METODIKA PRO ZHODNOCENÍ STATISTICKÝCH ÚLOVKŮ NA NÁDRŽÍCH VLTAVSKÉ KASKÁDY A VYBRANÝCH RYBÁŘSKÝCH REVÍRŮ (MNOHOROZMĚRNÁ ANALÝZA DAT PROGRAMEM CANOCO).....	40
4.5	MATERIÁL A METODIKA PRO MORFOLOGICKOU CHARAKTERISTIKU SUMEČKA ČERNÉHO (AMEIURUS MELAS).....	41
5	VÝSLEDKY	43
5.1	VLIV EXTRÉMních POVODNÍ NA RYBNÍČNÍ AKVAKULTURY	43
5.2	ZMĚNY ÚROVNÍ HLADIN RYBNÍKŮ V POVODÍ JANOVSKÉHO POTOKA PŘI POVODŇOVÝCH SITUACÍCH – MODELOVÁ SITUACE	51
5.3	VLIV EXTRÉMních POVODNÍ NA ICHTYOFAUNU VOLNÝCH VOD	52
5.3.1	<i>Porovnání abundance celkových úlovků a násad na nádržích Vltavské kaskády.....</i>	52
5.3.2	<i>Složení úlovků (v %) pro jednotlivé nádrže Vltavské kaskády.....</i>	58
5.3.3	<i>Násady a úlovky ryb na nádržích Vltavské kaskády pro vybrané druhy ryb – hodnocení t-testy 63</i>	
5.3.4	<i>Porovnání biomasy celkových úlovků a násad na nádržích Vltavské kaskády</i>	84

5.3.5	<i>Násady a úlovky ryb na nádržích Vltavské kaskády pro vybrané druhy ryb – hodnocení hierarchickou ANOVOU</i>	87
5.3.6	<i>Statistické porovnání abundance a biomasy celkových úlovků na nádržích Vltavské kaskády mnohorozměrnou analýzou (Canoco) v letech 1999 – 2008</i>	95
5.3.7	<i>Statistické porovnání abundance celkových úlovků nádrží Vltavské kaskády a vybraných rybářských revírů mnohorozměrnou analýzou (Canoco) v letech 2004 – 2008</i>	100
5.4	NOVÝ DRUH NAŠÍ ICHTYOFAUNY VOLNÝCH VOD – SUMEČEK ČERNÝ (AMEIURUS MELAS)	108
5.4.1	<i>Deskriptivní statistika A. melas x A. nebulosus</i>	108
5.4.2	<i>PCA – principal component analysis A. melas x A. nebulosus</i>	109
5.4.3	<i>DFA – discriminant function analysis (stepwise) A. melas x A. nebulosus</i>	110
6	DISKUZE	112
6.1	DISKUZE KE KAP. 5.1. – VLIV EXTRÉMNÍCH POVODNÍ NA RYBNIČNÍ AKVAKULTURY	112
6.2	DISKUZE KE KAP. 5.2 – ZMĚNY ÚROVNÍ HLADIN RYBNÍKŮ V POVODÍ JANOVSKÉHO POTOKA PŘI POVODŇOVÝCH SITUACÍCH	113
6.3	DISKUZE KE KAP. 5.3 – VLIV EXTRÉMNÍCH POVODNÍ NA ICHTYOFAUNU VOLNÝCH VOD	114
6.4	DISKUZE KE KAP. 5.4 – NOVÝ DRUH NAŠÍ ICHTYOFAUNY – SUMEČEK ČERNÝ (AMEIURUS MELAS)	116
7	ZÁVĚR	117
7.1	VLIV EXTRÉMNÍCH POVODNÍ NA RYBNIČNÍ AKVAKULTURY	117
7.2	ZMĚNY ÚROVNÍ HLADIN RYBNÍKŮ V POVODÍ JANOVSKÉHO POTOKA PŘI POVODŇOVÝCH SITUACÍCH – MODELOVÁ SITUACE	118
7.3	VLIV EXTRÉMNÍCH POVODNÍ NA ICHTYOFAUNU VOLNÝCH VOD	119
7.4	NOVÝ DRUH NAŠÍ ICHTYOFAUNY VOLNÝCH VOD – SUMEČEK ČERNÝ (AMEIURUS MELAS)	121
8	ZÁVĚR – OBECNÉ SHRUTÍ	122
8.1.1	<i>Nové poznatky</i>	122
8.1.2	<i>Přínos pro praxi</i>	122
8.1.3	<i>Splnění cílů a doporučení pro další výzkum</i>	123
9	SOUHRN	126
10	SUMMARY	128
11	BIBLIOGRAFICKÉ CITACE	130
12	SEZNAM ZKRATEK	140
13	OBSAH	141
14	PŘÍLOHY	0

Seznam tabulek:

TABULKA 2-1 Obnovitelné vodní zdroje v letech 1997 – 2008 v mld. m ³	19
TABULKA 2-2 Zhodnocení úlovků nádrží Vltavské kaskády před a po povodni 2002 .	26
TABULKA 2-3 Zhodnocení násad nádrží Vltavské kaskády před a po povodni 2002 ...	27
TABULKA 4-1 Základní charakteristiky povodí Janovského potoka	37
TABULKA 5-1 Průměrné procentické ztráty u jednotlivých druhů a věkových kategorií ryb v roce 2002 na Rybářství Nové Hrady	43
TABULKA 5-2 Průměrné procentické ztráty u jednotlivých druhů a věkových kategorií ryb v roce 2002 a 2006 na Rybářství Třeboň.....	44
TABULKA 5-3 Průměrné procentické ztráty u věkových kategorií kapra obecného pro rybářské subjekty Třeboň (TR), Nové Hrady (NH), Hluboká nad Vltavou (HL) a Lesy a rybníky města Českých Budějovic (ČB) pro povodňové roky 2002 a 2006..	45
TABULKA 5-4 Sledované veličiny jednotlivých rybníků při jednodenní srážce s dobou opakování 100 let.....	51
TABULKA 5-5 Statistické zhodnocení úlovků na nádržích Vltavské kaskády z let 1985 – 2008.....	53
TABULKA 5-6 Statistické zhodnocení úlovků na nádržích Vltavské kaskády z let 2000 – 2008.....	53
TABULKA 5-7 Statistické zhodnocení násad na nádržích Vltavské kaskády z let 1985 – 2008.....	53
TABULKA 5-8 Statistické zhodnocení násad na nádržích Vltavské kaskády z let 2000 – 2008.....	53
TABULKA 5-9 Srovnání úlovků kapra v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 1985-2008.....	64
TABULKA 5-10 Srovnání úlovků kapra v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 2000-2008.....	64
TABULKA 5-11 Srovnání násad kapra v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 1985-2008.....	64
TABULKA 5-12 Srovnání násad kapra v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 2000-2008.....	65
TABULKA 5-13 Statistické zhodnocení úlovků kapra na nádržích Vltavské kaskády z let 1985 – 2008.....	65
TABULKA 5-14 Statistické zhodnocení úlovků kapra na nádržích Vltavské kaskády z let 2000 – 2008.....	65
TABULKA 5-15 Statistické zhodnocení násad kapra na nádržích Vltavské kaskády z let 1985 – 2008.....	66
TABULKA 5-16 Statistické zhodnocení násad kapra na nádržích Vltavské kaskády z let 2000 – 2008.....	66
TABULKA 5-17 Srovnání úlovků amura v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 1985-2008.....	71
TABULKA 5-18 Srovnání úlovků amura v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 2000-2008.....	71
TABULKA 5-19 Srovnání násad amura v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 1985-2008.....	72
TABULKA 5-20 Srovnání násad amura v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 2000-2008.....	72
TABULKA 5-21 Statistické zhodnocení úlovků amura na nádržích Vltavské kaskády z let 1985 – 2008.....	73

TABULKA 5-22 Statistické zhodnocení úlovků amura na nádržích Vltavské kaskády z let 2000 – 2008.....	73
TABULKA 5-23 Statistické zhodnocení násad amura na nádržích Vltavské kaskády z let 1985 – 2008.....	73
TABULKA 5-24 Statistické zhodnocení násad amura na nádržích Vltavské kaskády z let 2000 – 2008.....	74
TABULKA 5-25 Srovnání úlovků bolena v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 1985-2008.....	78
TABULKA 5-26 Srovnání úlovků bolena v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 2000-2008.....	78
TABULKA 5-27 Srovnání násad bolena v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 1985-2008.....	79
TABULKA 5-28 Srovnání násad bolena v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 2000-2008.....	79
TABULKA 5-29 Statistické zhodnocení úlovků bolena na nádržích Vltavské kaskády z let 1985 – 2008.....	79
TABULKA 5-30 Statistické zhodnocení úlovků bolena na nádržích Vltavské kaskády z let 2000 – 2008.....	80
TABULKA 5-31 Statistické zhodnocení násad bolena na nádržích Vltavské kaskády z let 1985 – 2008.....	80
TABULKA 5-32 Statistické zhodnocení násad bolena na nádržích Vltavské kaskády z let 2000 – 2008.....	80
TABULKA 5-33 Srovnání všech úlovků (kg) v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 1985-2008.....	84
TABULKA 5-34 Srovnání všech úlovků (kg) v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 2000-2008.....	85
TABULKA 5-35 Srovnání všech násad (kg) v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 1985-2008.....	85
TABULKA 5-36 Srovnání všech násad (kg) v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 2000-2008.....	85
TABULKA 5-37 Statistické zhodnocení úlovků na nádržích Vltavské kaskády z let 1985 – 2008.....	86
TABULKA 5-38 Statistické zhodnocení úlovků na nádržích Vltavské kaskády z let 2000 – 2008.....	86
TABULKA 5-39 Statistické zhodnocení násad na nádržích Vltavské kaskády z let 1985 – 2008.....	86
TABULKA 5-40 Statistické zhodnocení násad na nádržích Vltavské kaskády z let 2000 – 2008.....	86
TABULKA 5-41 Morfometrické charakteristiky (zahrnující m a Hep) pro <i>A. melas</i> a <i>A. nebulosus</i>	108
TABULKA 5-42 Meristické charakteristiky pro <i>A. melas</i> a <i>A. nebulosus</i>	108
TABULKA 5-43 Výsledky diskriminační analýzy aplikované na znaky rodu <i>Ameiurus</i>	111

Seznam obrázků:

OBRÁZEK 2-1 Vztah mezi klimatickými ukazateli a hlavními složkami říčního ekosystému (převzato, upraveno dle orig. Assani, 2010).....	7
OBRÁZEK 2-2 Charakteristiky průtokové vlny.....	11
OBRÁZEK 2-3 Počet povodní jednotlivých kontinentů po dekáдах od roku 1950 (zdroj: UNEP 2008, Online).....	15
OBRÁZEK 2-4 Dekádové četnosti povodní na Vltavě v úseku od Českých Budějovic po její ústí do Labe u Mělníka podle dokumentárních pramenů v období 1301 – 1820 s rozlišením podle typu povodně (1 – zimní, 2 – letní, 3 – nejasný) (zdroj: Brázdil et al. 2005).....	17
OBRÁZEK 4-1 Schéma povodí v modelu HRC-HMS.....	38
OBRÁZEK 5-1 Znázornění průměrných ztrát u věkových kategorií kapra u rybářských subjektů Rybářství Nové Hrady a Třeboň v roce 2002.....	44
OBRÁZEK 5-2 Průměrné procentické ztráty věkových kategorií kapra na vybraných rybářských subjektech rozdělených do povodňových let 2002 a 2006.....	45
OBRÁZEK 5-3 Procentické znázornění ztrát jednotlivých druhů ryb. Věková kategorie je podřízena druhu. Současný efekt: $F(6, 1164) = 9,4671$, $p = 0,00000$. Vertikální sloupce: 0,95 intervaly spolehlivosti.....	46
OBRÁZEK 5-4 Hierarchické schéma výsledných ztrát - subjekt a druh nezávislé faktory a věková kategorie podřízena druhu. Současný efekt: $F(2, 1149) =$, $p = 0,0000$. Vertikály – 0,95 intervaly spolehlivosti.....	47
OBRÁZEK 5-5 Hierarchické schéma výsledných ztrát - druh podřízen subjektu a věková kategorie podřízena druhu. Současný efekt: $F(18, 1146) = 11,803$, $p = 0,0000$. Vertikály – 0,95 intervaly spolehlivosti.....	48
OBRÁZEK 5-6 Hierarchické schéma výsledných ztrát - druh podřízen subjektu a věková kategorie podřízena druhu. Současný efekt: $F(18, 1146) = 11,803$, $p = 0,0000$. Vertikály – 0,95 intervaly spolehlivosti.....	49
OBRÁZEK 5-7 Hierarchické schéma výsledných ztrát - druh a věková kategorie podřízeny subjektu. Současný efekt: $F(46, 1103) = 6,6545$, $p = 0,0000$. Vertikály – 0,95 intervaly spolehlivosti.....	50
OBRÁZEK 5-8 Vývoj celkových úlovků v kusech na ÚN Lipno v letech 1985 – 2008	54
OBRÁZEK 5-9 Vývoj celkových úlovků v kusech na ÚN Hněvkovice v letech 1992 – 2008.....	55
OBRÁZEK 5-10 Vývoj celkových úlovků v kusech na ÚN Kořensko v letech 1994 – 2008.....	55
OBRÁZEK 5-11 Vývoj celkových úlovků v kusech na ÚN Orlík v letech 1985 – 2008	56
OBRÁZEK 5-12 Vývoj celkových úlovků v kusech na ÚN Kamýk v letech 1999 – 2008.....	56
OBRÁZEK 5-13 Vývoj celkových úlovků v kusech na ÚN Slapy v letech 1992 – 2008	57
OBRÁZEK 5-14 Vývoj celkových úlovků v kusech na ÚN Štěchovice v letech 1992 – 2008.....	57
OBRÁZEK 5-15 Vývoj celkových úlovků v kusech na ÚN Vrané v letech 1992 – 2008.....	58
OBRÁZEK 5-16 Četnost zastoupení druhů v úlovcích na ÚN Lipno v letech 1992 - 2008.....	58
OBRÁZEK 5-17 Četnost zastoupení druhů v úlovcích na ÚN Hněvkovice v letech 1992 – 2008.....	59
OBRÁZEK 5-18 Četnost zastoupení druhů v úlovcích na ÚN Kořensko v letech 1994 – 2008.....	60

OBRÁZEK 5-19 Četnost zastoupení druhů v úlovcích na ÚN Orlík v letech 1992 – 2008	60
OBRÁZEK 5-20 Četnost zastoupení druhů v úlovcích na ÚN Kamýk v letech 1999 – 2008	61
OBRÁZEK 5-21 Četnost zastoupení druhů v úlovcích na ÚN Slapy v letech 1992 – 2008	62
OBRÁZEK 5-22 Četnost zastoupení druhů v úlovcích na ÚN Štěchovice v letech 1992 – 2008	62
OBRÁZEK 5-23 Četnost zastoupení druhů v úlovcích na ÚN Vrané v letech 1992 – 2008	63
OBRÁZEK 5-24 Srovnání nasazování a úlovků kapra na ÚN Lipno v letech 1999 – 2008	67
OBRÁZEK 5-25 Srovnání nasazování a úlovků kapra na ÚN Hněvkovice v letech 1999 – 2008	67
OBRÁZEK 5-26 Srovnání nasazování a úlovků kapra na ÚN Kořensko v letech 1999 – 2008	68
OBRÁZEK 5-27 Srovnání nasazování a úlovků kapra na ÚN Orlík v letech 1999 – 2008	68
OBRÁZEK 5-28 Srovnání nasazování a úlovků kapra na ÚN Kamýk v letech 1999 – 2008	69
OBRÁZEK 5-29 Srovnání nasazování a úlovků kapra na ÚN Slapy v letech 1999 – 2008	69
OBRÁZEK 5-30 Srovnání nasazování a úlovků kapra na ÚN Štěchovice v letech 1999 – 2008	70
OBRÁZEK 5-31 Srovnání nasazování a úlovků kapra na ÚN Vrané v letech 1999 – 2008	70
OBRÁZEK 5-32 Srovnání vysazování a úlovků amura na nádrži Lipno v letech 1999 – 2008	74
OBRÁZEK 5-33 Srovnání vysazování a úlovků amura na nádrži Hněvkovice v letech 1999 – 2008	75
OBRÁZEK 5-34 Srovnání vysazování a úlovků amura na nádrži Kořensko v letech 1999 – 2008	75
OBRÁZEK 5-35 Srovnání vysazování a úlovků amura na nádrži Orlík v letech 1999 – 2008	76
OBRÁZEK 5-36 Srovnání vysazování a úlovků amura na nádrži Kamýk v letech 1999 – 2008	76
OBRÁZEK 5-37 Srovnání vysazování a úlovků amura na nádrži Slapy v letech 1999 – 2008	77
OBRÁZEK 5-38 Srovnání vysazování a úlovků amura na nádrži Štěchovice v letech 1999 – 2008	77
OBRÁZEK 5-39 Srovnání vysazování a úlovků amura na nádrži Vrané v letech 1999 – 2008	78
OBRÁZEK 5-40 Srovnání vysazování a úlovků bolena na nádrži Lipno v letech 1999 – 2008	81
OBRÁZEK 5-41 Srovnání vysazování a úlovků bolena na nádrži Hněvkovice v letech 1999 – 2008	81
OBRÁZEK 5-42 Srovnání vysazování a úlovků bolena na nádrži Kořensko v letech 1999 – 2008	82
OBRÁZEK 5-43 Srovnání vysazování a úlovků bolena na nádrži Orlík v letech 1999 – 2008	82

OBRÁZEK 5-44 Srovnání vysazování a úlovků bolena na nádrži Kamýk v letech 1999 – 2008.....	83
OBRÁZEK 5-45 Srovnání vysazování a úlovků bolena na nádrži Slapy v letech 1999 – 2008.....	83
OBRÁZEK 5-46 Srovnání vysazování a úlovků bolena na nádrži Štěchovice v letech 1999 – 2008.....	83
OBRÁZEK 5-47 Srovnání vysazování a úlovků bolena na nádrži Vrané v letech 1999 – 2008.....	84
OBRÁZEK 5-48 Grafické znázornění výše úlovků kapra na přehradách Vltavské kaskády v obdobích s vlivem povodní (pred 0) a bez výskytu povodní (pred 1)	88
OBRÁZEK 5-49 Grafické znázornění výše úlovků lína na přehradách Vltavské kaskády v obdobích s vlivem povodní (pred 0) a bez výskytu povodní (pred 1)	89
OBRÁZEK 5-50 Grafické znázornění výše úlovků okouna na přehradách Vltavské kaskády v obdobích s vlivem povodní (pred 0) a bez výskytu povodní (pred 1)	90
OBRÁZEK 5-51 Grafické znázornění výše úlovků štiky na přehradách Vltavské kaskády v obdobích s vlivem povodní (pred 0) a bez výskytu povodní (pred 1)	91
OBRÁZEK 5-52 Grafické znázornění výše úlovků úhoře na přehradách Vltavské kaskády v obdobích s vlivem povodní (pred 0) a bez výskytu povodní (pred 1)	92
OBRÁZEK 5-53 Grafické znázornění výše úlovků bolena na přehradách Vltavské kaskády v obdobích s vlivem povodní (pred 0) a bez výskytu povodní (pred 1)	93
OBRÁZEK 5-54 Grafické znázornění výše úlovků amura na přehradách Vltavské kaskády v obdobích s vlivem povodní (pred 0) a bez výskytu povodní (pred 1)	94
OBRÁZEK 5-55 Celkový model RDA pro abundance (ks/ha) pro úlovky ryb v nádržích Vltavské kaskády dle povodňových a nepovodňových let s počtem lovicích, úspěšně lovicích rybářů a počtem docházek z let 1999-2008.	96
OBRÁZEK 5-56 Celkový model RDA pro biomasu (kg/ha) pro úlovky ryb v nádržích Vltavské kaskády dle povodňových a nepovodňových let s počtem lovicích, úspěšně lovicích rybářů a počtem docházek z let 1999-2008.	97
OBRÁZEK 5-57 Celkový model RDA pro abundance (ks/ha) pro úlovky ryb v nádržích Vltavské kaskády dle povodňových a nepovodňových let s počtem lovicích, úspěšně lovicích rybářů a počtem docházek z let 1999-2008.	99
OBRÁZEK 5-58 Celkový model RDA pro biomasu (kg/ha) pro úlovky ryb v nádržích Vltavské kaskády dle povodňových a nepovodňových let s počtem lovicích, úspěšně lovicích rybářů a počtem docházek.....	100
OBRÁZEK 5-59 Celkový model RDA pro abundanci (ks/ha) pro úlovky ryb v nádržích Vltavské kaskády dle povodňových a nepovodňových let s počtem lovicích, úspěšně lovicích rybářů a počtem docházek z let 2004 - 2008	102
OBRÁZEK 5-60 Model RDA – forward selection pro abundanci (ks/ha) pro úlovky ryb v nádržích Vltavské kaskády dle povodňových a nepovodňových let s počtem lovicích, úspěšně lovicích rybářů a počtem docházek z let 2004 - 2008.....	103
OBRÁZEK 5-61 Celkový model RDA pro abundanci (ks/ha) pro úlovky ryb na vybraných říčních revírech dle povodňových a nepovodňových let s počtem lovicích, úspěšně lovicích rybářů a počtem docházek z let 2004 - 2008.....	104
OBRÁZEK 5-62 Model RDA – forward selection pro abundanci (ks/ha) pro úlovky ryb na vybraných říčních revírech dle povodňových a nepovodňových let s počtem lovicích, úspěšně lovicích rybářů a počtem docházek z let 2004 - 2008.....	105
OBRÁZEK 5-63 Celkový model RDA pro abundanci (ks/ha) pro úlovky ryb na nádržích Vltavské kaskády a vybraných říčních revírech dle povodňových a nepovodňových let s počtem lovicích, úspěšně lovicích rybářů a počtem docházek z let 2004 – 2008	106

OBRÁZEK 5-64 Model RDA – forward selection pro abundanci (ks/ha) pro úlovky ryb na nádržích Vltavské kaskády a vybraných říčních revírech dle povodňových a nepovodňových let s počtem lovicích, úspěšně lovicích rybářů a počtem docházek z let 2004 – 2008.....	107
OBRÁZEK 5-65 Analýza hlavních komponent (PCA), projekce proměnných do prvních dvou faktorových rovin.....	109
OBRÁZEK 5-66 Projekce případů <i>A. melas</i> a <i>A. nebulosus</i> do dvou prvních komponent (1. a 2. komponenta)	110

14 Přílohy

Příloha 14-1 Srovnání všech úlovků (ks) v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 1985-2008

druh	(Vše)
------	-------

Průměr z úlovky ks nádrž	Povodeň2		Celkový průměr
	Ne	Ano	
Hněvkovice	937,08	1 141,47	1 009,22
Kamýk	133,98	479,75	341,44
Kořensko	471,41	701,23	558,17
Lipno	3 192,53	2 798,05	3 074,18
Orlík	2 218,08	2 688,60	2 359,24
Slapy	1 518,98	1 460,17	1 498,22
Štěchovice	69,40	93,69	77,97
Vrané	342,06	261,46	323,46
Celkový průměr	1 330,09	1 272,70	1 310,23

Příloha 14-2 Srovnání všech úlovků (ks) v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 2000-2007

druh	(Vše)
------	-------

Průměr z úlovky ks nádrž	Povodeň_upr2		Celkový průměr
	Ne	Ano	
Hněvkovice	1 183,26	1 174,44	1 177,75
Kamýk	155,38	552,47	403,56
Kořensko	480,14	714,40	623,72
Lipno	3 546,68	2 977,12	3 190,70
Orlík	1 945,75	2 713,87	2 425,82
Slapy	1 597,85	1 537,35	1 560,04
Štěchovice	120,82	100,54	108,15
Vrané	307,08	328,76	320,63
Celkový průměr	1 167,12	1 265,81	1 228,66

Příloha 14-3 Srovnání všech násad (ks) v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 1985-2008

druh	(Vše)
------	-------

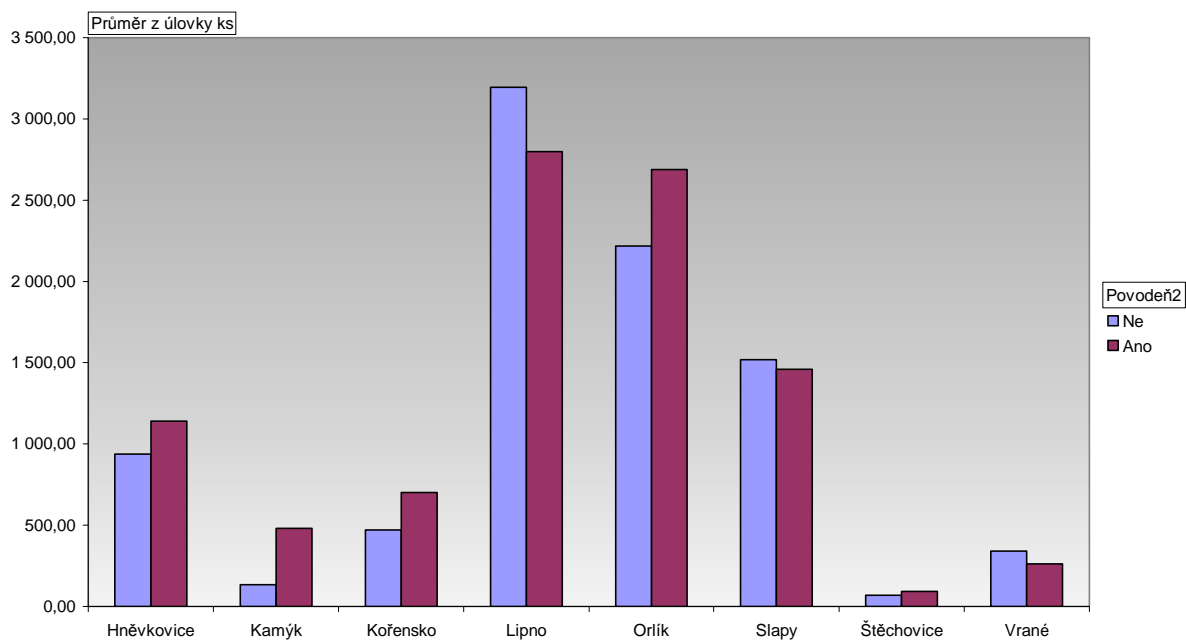
Průměr z násady ks nádrž	Povodeň2		Celkový průměr
	Ne	Ano	
Hněvkovice	2 967,52	6 055,20	3 814,59
Kamýk	2 517,68	2 831,82	2 688,87
Kořensko	1 788,45	2 077,01	1 892,22
Lipno	8 915,35	65 654,12	21 892,10
Orlík	10 830,15	15 869,42	12 024,29
Slapy	4 336,27	3 870,89	4 172,02
Štěchovice	438,40	367,85	413,50
Vrané	2 683,64	1 612,97	2 436,56
Celkový průměr	4 912,26	11 141,66	6 824,54

Příloha 14-4 Srovnání všech násad (ks) v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 2000-2007

druh	(Vše)
------	-------

Průměr z násady ks nádrž	Povodeň_upr2		Celkový průměr
	Ne	Ano	
Hněvkovice	4 303,72	5 361,70	4 953,62
Kamýk	2 873,19	2 632,89	2 726,07
Kořensko	1 609,29	1 904,31	1 796,20
Lipno	14 363,81	53 530,22	38 488,05
Orlík	14 343,19	14 527,79	14 455,45
Slapy	4 167,15	3 816,27	3 947,85
Štěchovice	608,19	388,83	471,09
Vrané	1 709,96	2 014,98	1 900,59
Celkový průměr	5 133,30	9 220,52	7 669,87

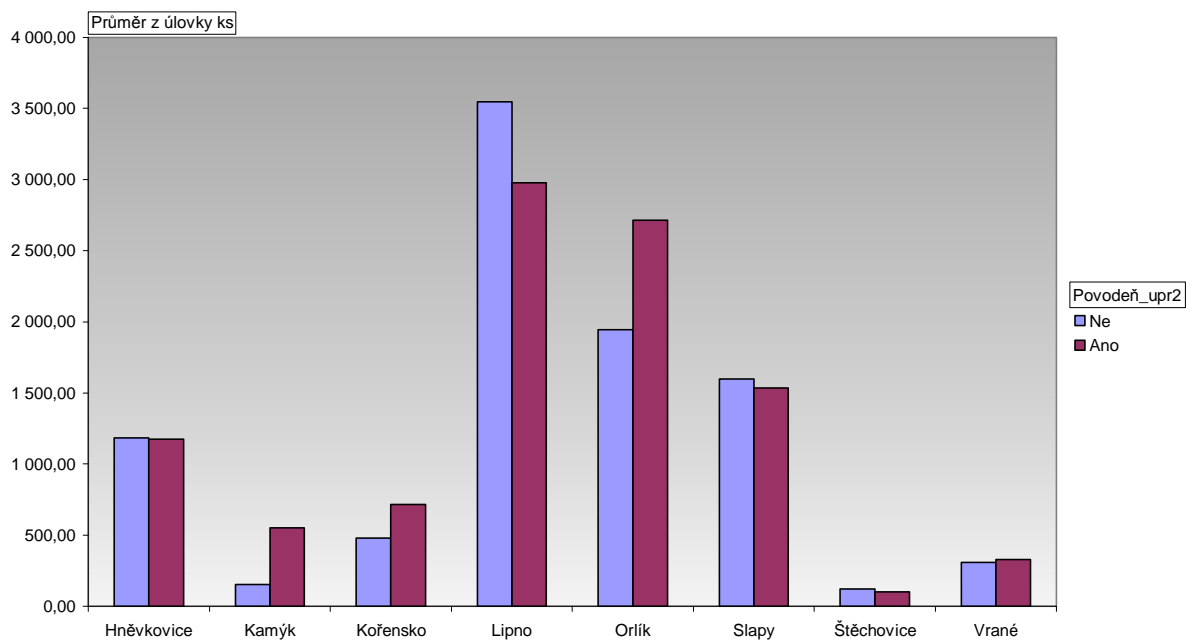
druh(Vše)



nádrž

Příloha 14-5 Srovnání všech úlovků v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 1985-2008

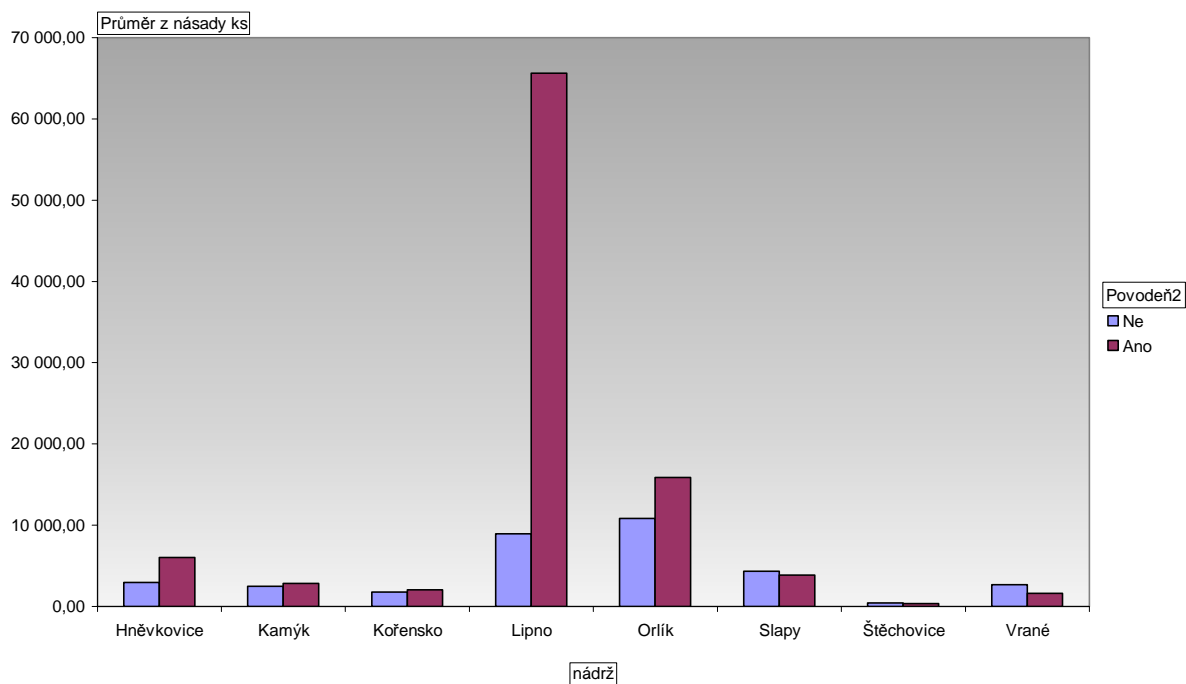
druh(Vše)



nádrž

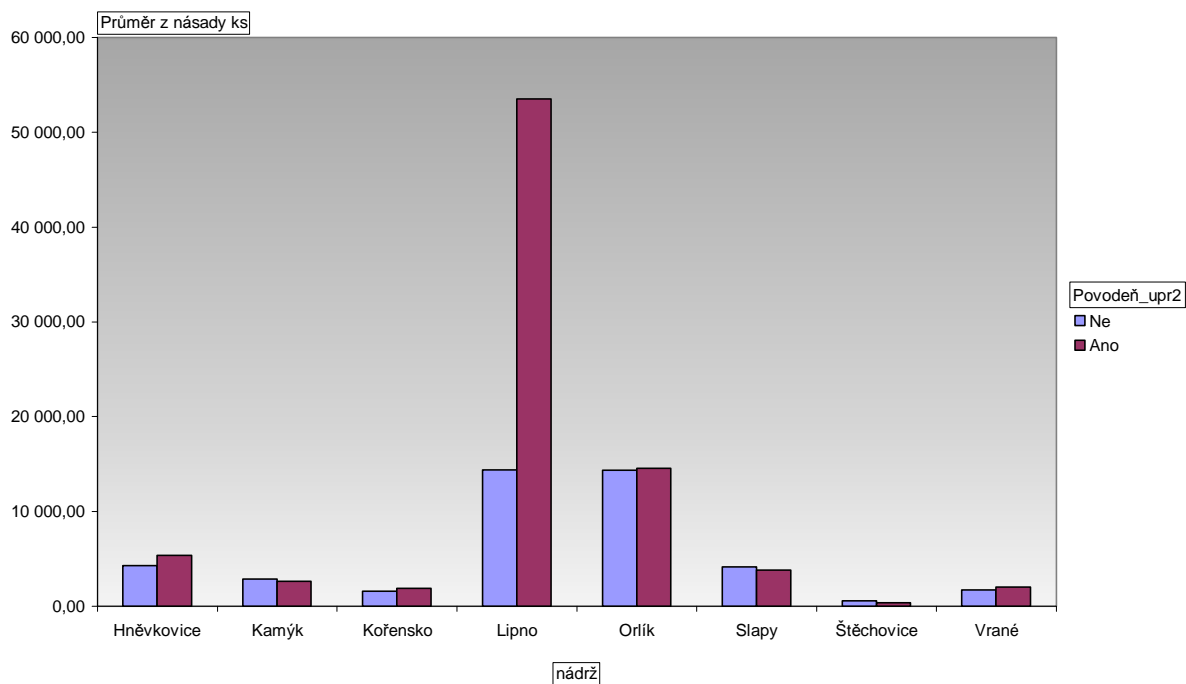
Příloha 14-6 Srovnání všech úlovků v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 2000-2008

druh(Vše)

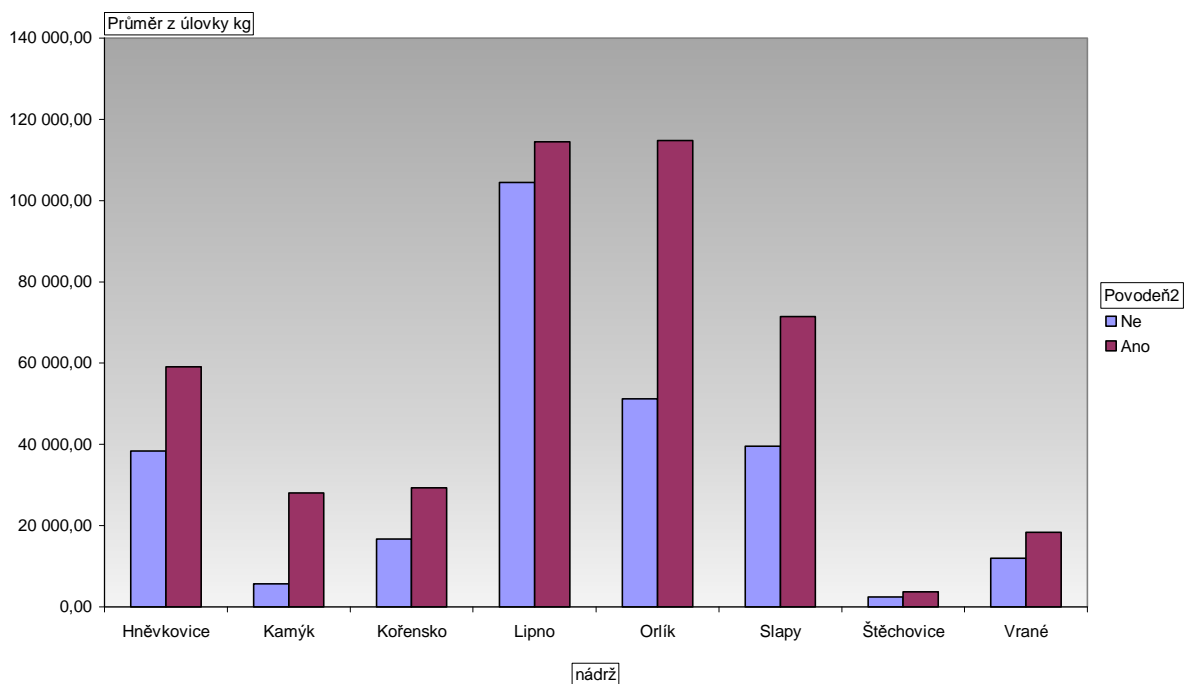


Příloha 14-7 Srovnání všech násad v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 1985-2008

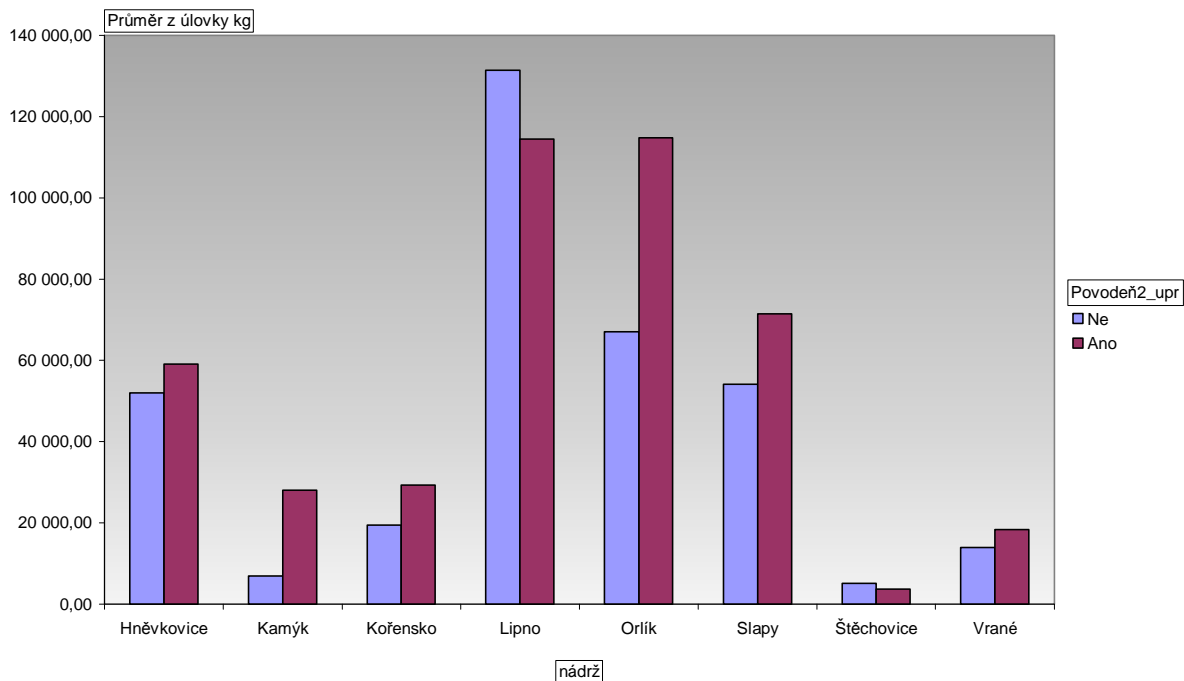
druh(Vše)



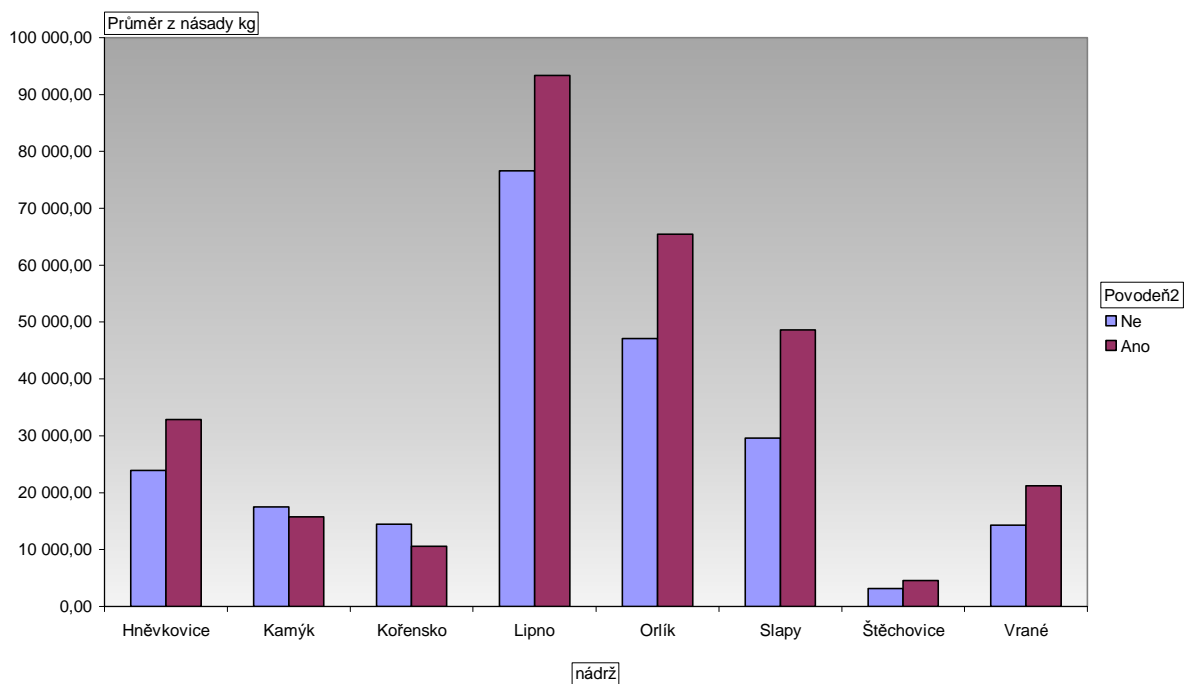
Příloha 14-8 Srovnání všech násad v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 2000-2008



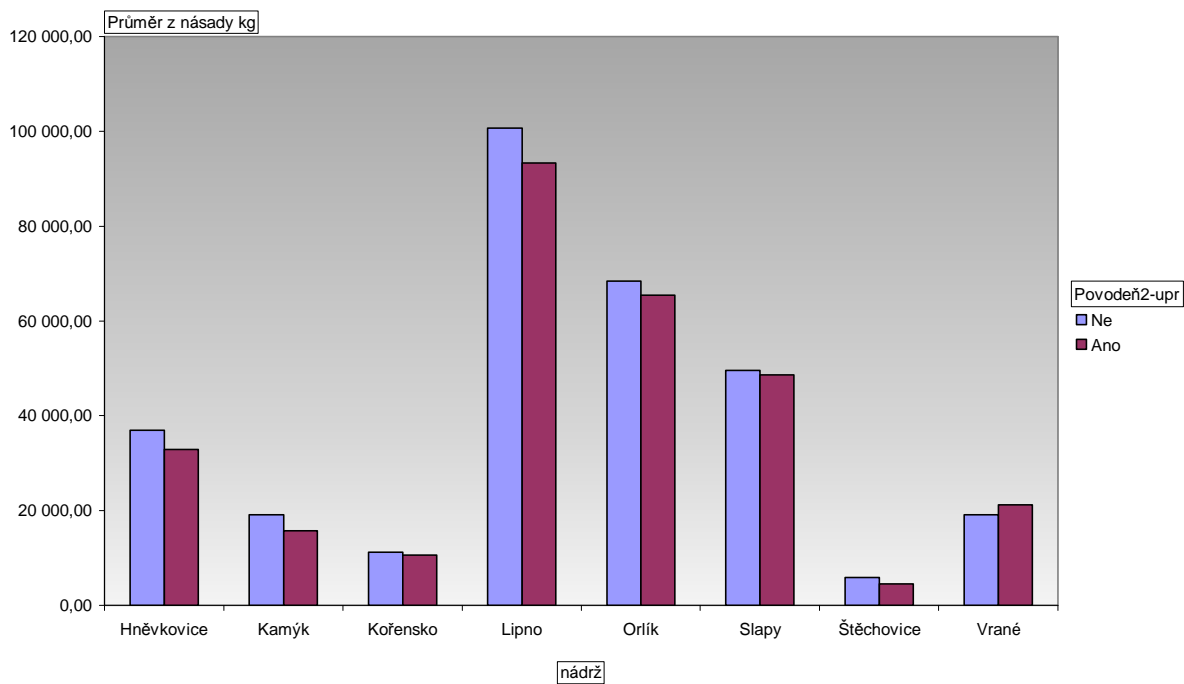
Příloha 14-9 Srovnání všech úlovků (kg) v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 1985-2008



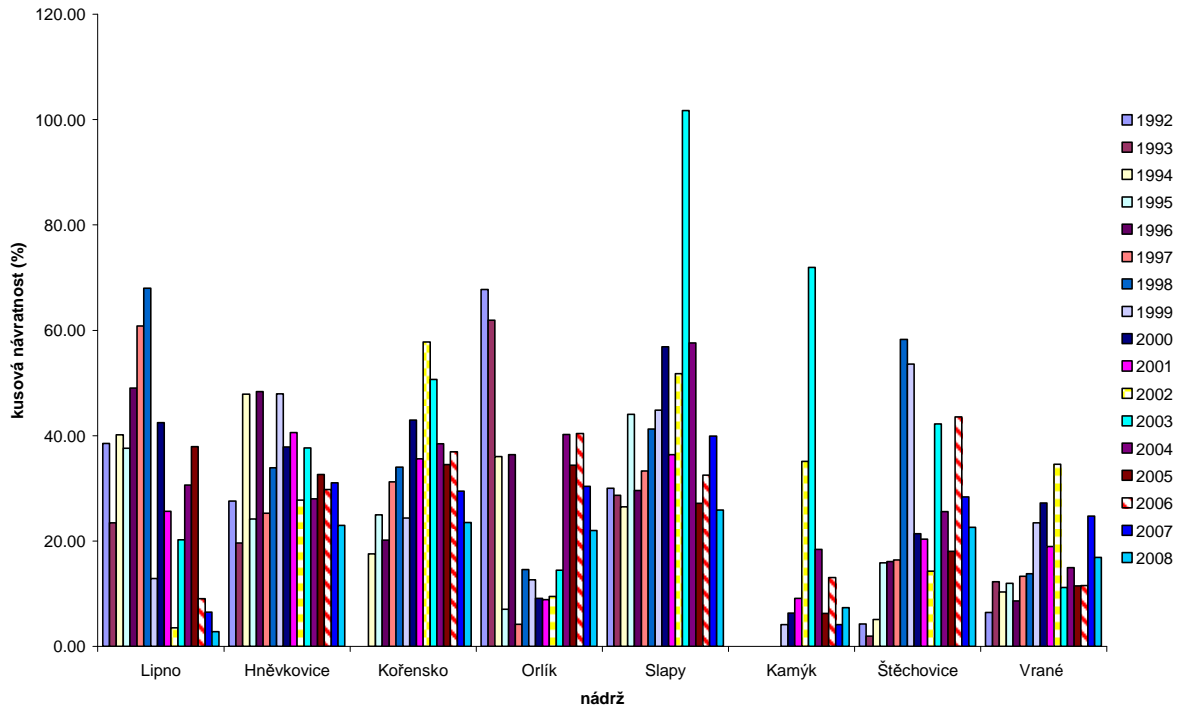
Příloha 14-10 Srovnání všech úlovků (kg) v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 2000-2008



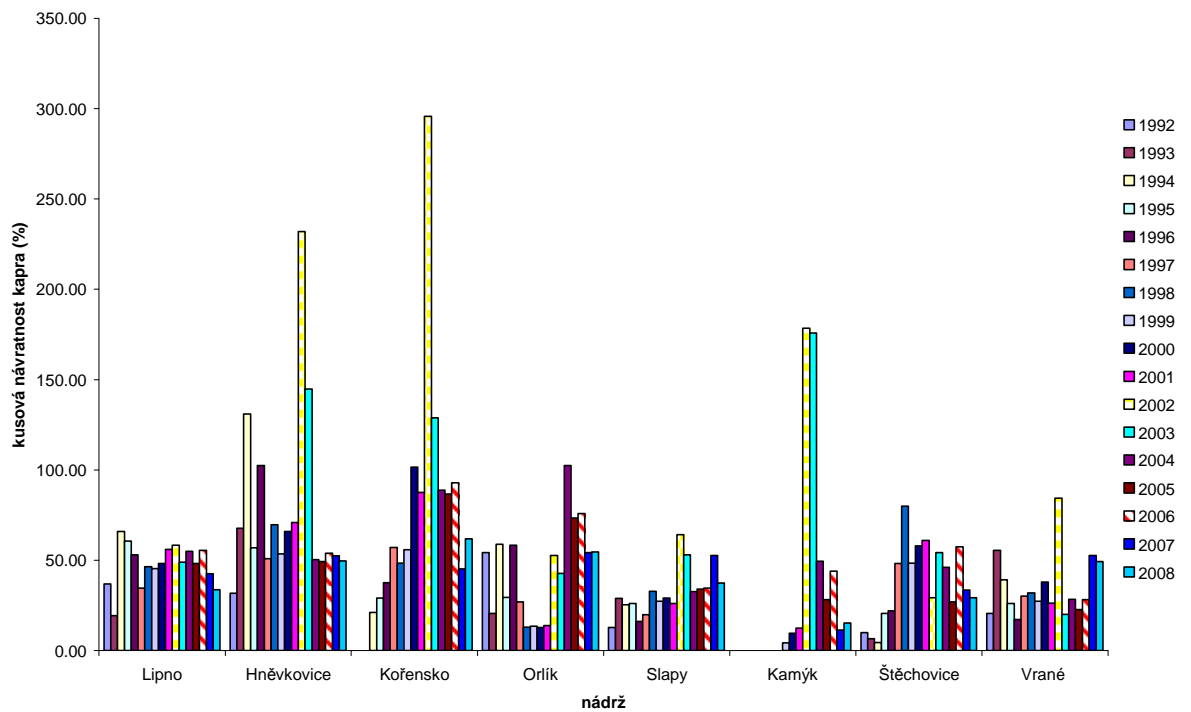
Příloha 14-11 Srovnání všech násad (kg) v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 1985-2008



Příloha 14-12 Srovnání všech násad (kg) v letech nepovodňových (Ne) a (po)povodňových (Ano) za období 2000-2008



Příloha 14-13 Kusová návratnost (%) na nádržích Vltavské kaskády v letech 1992-2008



Příloha 14-14 Kusová návratnost kapra na nádržích Vltavské kaskády v letech 1992-2008

Errata:

Boukal DS, Jankovský M, Kubečka J, Heino M 2012. Stock-catch analysis of carp recreational fisheries in Czech reservoirs: Insights into fish survival, water body productivity and impact of extreme events. *Fisheries Research* 119: 23-32.

Frank S (1956) Sumeček americký (*Ameiurus nebulosus* Le Sueur 1819) v našich vodách, *Časopis Národního muzea* 125: 35-47.

Gehrke PC, Revell MB, Philbey AW 1993. Effects of River Red Gum, *Eucalyptus camaldulensis*, litter on Golden Perch, *Macquaria ambigua*. *Journal of Fish Biology* 43: 265-279.

Harrell H 1978. Response of the Devil's River (Texas) Fish Community to Flooding. *Copeia*: 60-68.

Hartvich P, Dvořák P 2002. Zařízení k usměrnění poproudových migrací ryb. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech, 16 s.

Holčík J 1980. Possible reason of the expansion of *Carassius auratus* (Linnaeus, 1758) (Teleostei, Cyprinidae) in the Danube river basin. *Int. Revue ges. Hydrobiologie* 65: 673-679.

Lugg A 2000. Fish kills in NSW. NSW Department of Primary Industries Advisory Note.

Lusk S 1991. Revitalizace vodních toků a ryby. Zprávy ÚSEB Brno, 55-56.

McKinnon LJ, Shephard N, 1995. Factors contributing to a fish kill in the Broken Creek, *Victorian Naturalist* 112: 93-99.

Povodně u nás a ve světě 1997. In Vodohospodářský sborník: Sborník SVP ČR 1995 - II.díl, 1997. s. 939. Publikace SVP č. 44.

Schlosser IJ 1982. Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecological Monographs* 52: 395-414.

Tockner K, Malard F, Ward JV 2000. An extension of the flood pulse concept. *Hydrological Processes* 14: 2861-2883.

Str. 4: Soukup Hrádek (1999); str. 14: Brázdil (2003); str. 14: Vinš (1997); str. 21: Schlosser (1985); str. 22: Harfek (1978) = Harrell (1978); str. 28: Hartman Lett Staněk (2002); str. 29: McKinnon Shephard (1995); Gherke et al. 1993; Kadlec et al. (2002).

Pozn. pod čarou str. 124: osobní sdělení: Ing. Tomáš Vítek, Ph.D. – Ústav zoologie, rybářství, hydrobiologie a včelařství (AF), Mendelova univerzita v Brně.