

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Fakulta rybnářství a ochrany vod

Výzkumný ústav rybnářský a hydrobiologický

bakalářská práce

**Hodnocení kontaminace ryb ve významných
rybnářských revírech**

Autor: Daniel Červený

Vedoucí bakalářské práce: Ing. Tomáš Randák, Ph. D.

Konzultant: Ing. Vladimír Žlábek, Ph. D.

České Budějovice 2010

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
Zemědělská fakulta
Katedra rybářství a myslivosti
Akademický rok: 2008/2009

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Daniel ČERVENÝ**

Studijní program: **B4103 Zootechnika**

Studijní obor: **Rybářství**

Název tématu: **Hodnocení kontaminace ryb ve významných rybářských revírech**

Z á s a d y p r o v y p r a c o v á n í :

Metodický postup: V roce 2009 bude provedeno hodnocení kontaminace ryb ve 4 vybraných rybářských revírech - 421090 Vltava 20 - Kořensko, 451200 údolní nádrž Rozkoš, 431200 Odrava 1 - ÚN Jesenice, 423 040 Vltava 27 (P). Odlovy ryb budou prováděny ve spolupráci s uživateli příslušných revírů pomocí elektrických agregátů, tenatových sítí a rybářských udic. Sledování obsahu cizorodých látek bude prováděno ve svalovině ryb odlovených v dané lokalitě. Jako referenční druh pro porovnání jednotlivých lokalit bude využíván cejn velký (*Abramis brama*), který by se měl vyskytovat téměř ve všech navrhovaných lokalitách. Dále budou analyzovány druhy ryb, které jsou v navrhovaných lokalitách sportovními rybáři nejvíce preferovány. V rybách budou sledovány koncentrace Hg, Cd, Pb, PCB, DDT, HCH, HCB a dioxinů. Výsledky analýz svaloviny ryb budou konfrontovány s příslušnými hygienickými limity. V současné době stanovuje hygienické limity a nejvyšší přípustná množství (NPM) kontaminantů v potravinách nařízení Komise 1881/2006/ES (nahrazuje 466/2001/ES) v platném znění, vyhláška MZd. č.68/2005 Sb. a vyhláška č. 305/2004 Sb.

Rozsah grafických prací: 15 - 25 tabulek a grafů
Rozsah pracovní zprávy: 30 - 40 stran
Forma zpracování bakalářské práce: tištěná

Seznam odborné literatury:

Svobodová, Z. et al., 1987. Toxikologie vodních živočichů. SZN, Praha, 231 s.

Randák, T. a kol., 2007. Výzkum vlivu polutantů přítomných ve vodním prostředí na ryby. Výroční zpráva projektu SP/2e7/229/07, 20 s.

Vedoucí bakalářské práce: Ing. Tomáš Randák, Ph.D.
Katedra rybářství a myslivosti
Konzultant bakalářské práce: Ing. Vladimír Žlábek, Ph.D.
Katedra rybářství a myslivosti

Datum zadání bakalářské práce: 16. února 2009
Termín odevzdání bakalářské práce: 15. dubna 2010

JIHOČESKÁ UNIVERZITA
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA
studijní oddělení
Studentská 13 ④
370 05 České Budějovice



prof. Ing. Miloslav Šoch, CSc.
děkan

L.S.



doc. Ing. Petr Hartvich, CSc.
vedoucí katedry

V Českých Budějovicích dne 25. března 2009

Anotace

Tato práce se zabývá hodnocením kontaminace ryb vybranými cizorodými látkami z řad toxických kovů, polychlorovaných bifenyly a dioxinů ve vybraných rybářských revírech. Pro účely hodnocení kontaminace byly vybrány rybářsky atraktivní revíry Vltava 20 – Kořensko (421090), Údolní nádrž Rozkoš (451200), Odrava 1 – ÚN Jesenice (431200) a Vltava 28 P (423040). Odlovy byly prováděny pomocí elektrických agregátů a rybářských udic. Sledování obsahu cizorodých látek bylo prováděno ve svalovině ryb odlovených v dané lokalitě. Ve svalovině ryb byly sledovány koncentrace Hg, Cd, Pb, PCB, DDT, HCH, HCB, a dioxinů.

Abstract

The object of this thesis is the assessment of fish contamination by selected foreign substances as toxic metals, polychlorinated biphenyls and dioxines in selected fishing districts. For the thesis' purpose the attractive fishing districts Vltava 20 - Kořensko (421090), Údolní nádrž Rozkoš (451200), Odrava 1 – ÚN Jesenice (431200) and Vltava 28 P (423040) were selected. Fish were caught by electric device and fishing rods. Foreign substances content monitoring was made in fish muscle tissues from selected locality. Concentrations of Hg, Cd, Pb, PCB, DDT, HCH, HCB, and dioxines in fish muscle tissues were monitored.

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracoval samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě případně v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných FROV JU (viz. opatření rektora R 83). Zveřejnění je elektronickou formou v databázi STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

.....

Daniel Červený

V Českých Budějovicích, 15. března 2010

OBSAH

1	Úvod	8
2	Literární rešerše	10
2.1	Rozdělení znečištění	10
2.2	Kovy.....	11
2.2.1	Rtuť	11
2.2.2	Kadmium	15
2.2.3	Olovo	18
2.3	Perzistentní organické látky (POPs).....	19
2.3.1	DDT	19
2.3.2	HCH	20
2.3.3	HCB	21
2.3.4	PCB	22
2.4	Dioxiny	23
3	Materiál a metodika	24
4	Výsledky a diskuse	28
4.1	Charakteristika odlovených ryb a zjištěné koncentrace polutantů.....	29
4.2	Hodnocení výsledků	30
4.2.1	Lokalita Kořensko	31
4.2.2	Lokalita Rozkoš	33
4.2.3	Lokalita Jesenice	34
4.2.4	Lokalita Vltava 28	36
4.3	Porovnání kontaminace sledovaných lokalit.....	38
5	Závěr	40
	Seznam literatury	42

1. Úvod

Téměř veškerou činností člověka dochází ke znečišťování životního prostředí. Dříve či později končí většina polutantů, jež touto činností vznikají, v povrchových či podzemních vodách. Nevhodné obhospodařování zemědělské půdy má za následek splachování ornice z polí do vodních toků. Spolu s ornici se do recipientů dostávají hnojiva, která mají za následek zvyšování eutrofizace (znečištění fosforem a dusíkem) a také různé chemické látky sloužící k ochraně kulturních plodin před škůdci (pesticidy). Průmyslová výroba má za následek jak přímé znečišťování toků vypouštěním odpadních vod z výroby, jež mají za následek často masivní úhyny ryb a ostatních vodních živočichů, a také znečišťování ovzduší toxickými plyny, které se pak vracejí zpět na zem jako součást dešťových kapek či mlhy. Nelze pominout ani znečištění vznikající pouhou existencí člověka a jeho základními potřebami, zvyšující se přímo úměrně rostoucí populaci lidí na planetě a jejich stále více konzumním způsobem života. Komunální odpadní vody sice prošly v posledních letech značnou pozitivní změnou díky rostoucímu počtu čistíren odpadních vod způsobeném novou legislativou a dotačními pobídkami z Evropské unie, přesto se značnou měrou podílejí na znečišťování vody na Zemi – hlavně v rozvojových zemích.

Značná část toxických látek se ve vodním prostředí váže do sedimentů, odkud se v závislosti na fyzikálně-chemických vlastnostech vody mohou uvolňovat a působit pak na vodní organismy. Některé z těchto látek mají navíc schopnost se v těle ryb a jiných živočichů kumulovat, takže se jejich koncentrace v těle živočicha s rostoucím věkem zvyšuje. Zvláště markantní je tento jev u ryb karnivorních, jež jsou konečnými konzumenty.

Jelikož se ryby z volných vod významně podílí na celkové spotřebě ryb u sportovních rybářů a jejich rodin, je z hlediska naplňování strategie bezpečnosti potravin zapotřebí věnovat pozornost také kontrole zatížení ryb žijících ve volných vodách, přičemž je vhodné zaměřit se na druhy preferované (konzumované) sportovními rybáři. Cílem této práce bylo sledovat zatížení ryb žijících ve volných vodách ČR vybranými toxickými látkami a posuzovat

případná hygienická rizika pro jejich konzumenty – sportovní rybáře. Sportovní rybáři (3,5 % populace ČR) postrádají aktuální informace o hygienické kvalitě ryb z volných vod. Z naší zkušenosti víme, že sportovní rybáři mají o informace vypovídající o zdravotní nezávadnosti ryb, které konzumují, intenzivní zájem.

Tato práce měla za úkol zmapovat hodnoty koncentrací významných cizorodých látek, kterými byly: Rtuť (Hg), kadmium (Cd), olovo (Pb), Polychlorované bifenyly (PCB), dichlordifenyltrichlormethylmethan (DDT), hexachlorocyklohexan (HCH), hexachlorobenzen (HCB) a dioxiny. Obsah těchto kontaminujících látek byl sledován ve svalovině ryb ve čtyřech vybraných rybářských revírech, a to: 421090 Vltava 20 – Kořensko, 451200 ÚN Rozkoš, 431200 Odava 1 – ÚN Jesenice a 423040 Vltava 28 (P).

2. Literární řešerše

Existují stovky, možná tisíce polutantů; důsledky jejich přítomnosti v životním prostředí jsou předmětem zájmu výzkumu. Jejich počet každoročně stoupá – tak, jak jsou vyvíjeny nové sloučeniny a přípravky. Značná část z nich nachází komerční využití a během své výroby a následného využití se stává významným prvkem znečišťujícím vodu (P. D. Abel, 1996).

2.1 Rozdělení znečištění

Znečištění vodních toků lze rozdělit dle praktického posuzování na bodové znečištění, kdy se odpadní vody, výjimečně i pevné odpady (např. ze skládek), dostávají v úzce lokalizovaném prostoru do povrchových vod a mění jejich kvalitu (např. vyústění průmyslových nebo zemědělských odpadních vod do recipientu). Dále pak plošné znečištění, jež nastává jako důsledek odtoku atmosférických vod obsahujících rozpuštěné i rozptýlené půdní substráty z velkých ploch do vodních toků. Trvalé nebo dlouhodobé znečištění lze definovat jako opakující se znečištění povrchových vod (obvykle ze stejného zdroje), měnící trvale jejich kvalitu. Naproti tomu havarijní znečištění je možno charakterizovat jako náhlé, nepředvídané a obvykle krátkodobé a přechodné zhoršení jakosti vody v toku nebo nádrži, které má vliv na zhoršení některých vlastností vody a způsobuje biologické, hygienické, estetické nebo technické závady. Podle původu je možno rozlišovat znečištění povrchových vod přirozené a antropogenní. Příkladem přirozeného znečištění je zakalení vody po silném dešti, dále silné okyselení vod v důsledku výplachu rašelinišť nebo náhlých odtoků sněhových vod v některých oblastech (např. Jizery, Křemelné, Vydry a dalších). Příčinou antropogenního znečištění je ve velké většině odtok odpadních vod z průmyslové a zemědělské výroby do recipientů. V řadě případů způsobují znečištění povrchových vod společně jak antropogenní, tak i přírodní vlivy. Do této skupiny patří kalamitní situace vyvolané abnormálními klimatickými

podmínkami, např. mimořádné sucho vedoucí ke značnému snížení průtoků, k oteplení vody a ke snížení obsahu kyslíku odbouráváním antropogenního znečištění, které by se jinak škodlivě neprojevalo (Vučka a kol., 1984)

2.2 Kovy

Nejdůležitějšími kovy z pohledu znečištění vody jsou zinek, měď, olovo, kadmium, rtuť, nikl a chrom. Hliník může být důležitý v kyselých vodách. Některé z těchto kovů jsou nezbytnými stopovými prvky pro živé organismy, ale ve vyšších koncentracích se stávají toxickými. Ostatní, jako například olovo a kadmium, nemají známou biologickou funkci. Hlavním zdrojem znečištění kovy jsou průmyslové procesy, konkrétně ty zabývající se těžbou a zpracováním kovových rud, výrobou kovových předmětů či povrchovou úpravou kovů. Dále jsou však sloučeniny s obsahem kovů široce používané v ostatních průmyslových odvětvích: jako pigmenty v barvách a nátěrech, ve zpracování kůže, gumy, textilu, papíru a mnoha dalších procesech. Stranou průmyslových zdrojů znečištění zůstávají domácí odpady obsahující značné množství kovů, protože voda je zde v dlouhodobém kontaktu s mědí, zinkem nebo olovem obsaženými v potrubích a nádržích (P. D. Abel, 1996).

2.2.1 Rtuť

Rtuť se dostává do vody především průmyslovými odpadními vodami a atmosférickými srážkami. Koncentrace rtuti zjišťovaná v povrchových vodách není zcela směrodatným ukazatelem množství i eventuálního znečištění vodního prostředí. Rtuť přechází z vody do sedimentů dna tekoucích vod a nádrží, kde se hromadí většinou ve formě sulfidu. Hladina rtuti ve vnitrozemských vodách je ve srovnání s hodnotami nalezenými ve vodách moří a oceánů obvykle vyšší. V pobřežních pásmech moří, při ústí řek a v zátokách jsou koncentrace rtuti vyšší

než v jiných mořských pásmech (Svobodová a kol., 1987). Dle nařízení Komise č. 1881/2006/ES byl hygienický limit pro obsah rtuti ve svalovině ryb stanoven na 0,5 mg/kg, s výjimkou úhoře říčního (*Anguilla anguilla*) a štiky obecné (*Esox lucius*) z našich ryb, kde je limit 1 mg/kg.

Rtuť se v přírodě vyskytuje v mnoha formách, jež se od sebe podstatně liší svými fyzikálními a chemickými vlastnostmi, jako je rozpustnost ve vodním prostředí, reaktivita, schopnost akumulace, toxicita a jejich chování v ekosystému. Anorganické formy rtuti se na bioakumulaci v ekosystémech prakticky nepodílejí, proto je pro výzkum bioakumulace rtuti nezbytné stanovení jejích organických forem. Anorganická rtuť je ve sladkovodních ekosystémech methylována na formu methylrtuti. Methylace vyžaduje jak biotickou, tak abiotickou fázi. Biologická produkce methylrtuti závisí do značné míry na anaerobních bakteriích rodu *Methanobacterium*. S jejím stoupáním v potravním řetězci se methylrtuť postupně kumuluje v rybách a ty jsou tedy hlavním zdrojem kontaminace methylrtutí u lidí. Obsah celkové rtuti v tkáních ryb je tvořen z více než 95 % právě methylrtutí (Houserová a kol., 2006).

Rtuť se ve vodních ekosystémech vyskytuje v několika formách zahrnujících elementární rtuť (Hg^0), anorganickou rtuť (Hg^+ , nebo přesněji řečeno Hg^0 zvýšená na Hg^{2+}) a organické formy rtuti, především monomethylrtuť (CH_3Hg^+) a dimethylrtuť [$(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$]. Forma rtuti převážně se vyskytující v tkáních (až 100 %) většiny druhů ryb je monomethylrtuť, která je nejtoxičtější formou rtuti vzhledem ke svým neurotoxickým účinkům (Kannan a kol., 1998).

Rtuť se hromadí takřka ve všech orgánech a tkáních ryb, avšak ve svalovině se nachází hlavně ve formě nejtoxičtější methylrtuti. Obsah rtuti ve svalovině sladkovodních ryb z neznečištěného prostředí nepřesahuje $0,2 \text{ mg.kg}^{-1}$. Hodnoty do $0,2 \text{ mg.kg}^{-1}$ Hg se pokládají za přirozenou koncentraci rtuti v rybí svalovině. Ve vodních prostředích silně znečištěných rtutí se zjišťuje vysoká hladina tohoto prvku v rybí svalovině. Následky těchto znečištění byly pro lidi požívající ryby nejednou tragické. Příkladem je onemocnění lidí nazývané v současné době „nemoc *Minamata*“, vzniklé po požití ryb vylovených v zátocě Minamata

v Japonsku, do které byly vypouštěny průmyslové odpadní vody obsahující rtuť. Výzkumy potvrdily, že příčinou otrav byl chlorid methylrtuťnatý, který se nahromadil v rybách a mořských korýších. Rtuť z odpadních vod se hromadila v sedimentech zátoky, byla zde mikroorganismy methylována a resorbována rostlinným a živočišným planktonem, který konzumovaly ryby a korýši. Odhaduje se, že hodnoty rtuti se pohybovaly mezi 20 – 40 mg.kg⁻¹ Hg ve svalovině. Kromě těchto případů otrav v okolí Minamata byla ve světě zaznamenána řada onemocnění lidí způsobených požitím potravin živočišného i rostlinného původu, kontaminovaných rtutí. To se stalo pobídkou k provádění intenzivních výzkumů stupně znečištění rtutí u všech potravin a především u sladkovodních a mořských ryb (Svobodová a kol., 1987).

Rtuť se do organismu ryb dostává s potravou přes trávicí ústrojí, žábry a kůží. Největší význam v procesu kumulace má vstřebávání z trávicího ústrojí. Tento fakt podpořily mnohé studie – např. sledování provedená ve finském Bromarově v oblasti neohrožené znečištěním rtutí ukázala následující hodnoty: bezobratlí – 0,03 mg/kg, ryby živící se bezobratlými – 0,1 mg/kg, dravé ryby – 0,29 mg/kg a svalstvo ptáků živících se rybami – 2,0 i více mg/kg Hg (Svobodová a kol., 1987).

Ryby jako konečný článek potravního řetězce ve vodním prostředí obsahují nejvyšší hodnoty rtuti. Stupeň hromadění rtuti v tkáních ryb je závislý na koncentraci tohoto prvku v daném prostředí, na fyzikálně-chemických vlastnostech vody, dále na druhu, věku a hmotnosti ryb a na dalších faktorech. Z fyzikálně-chemických vlastností vody působí na stupeň kumulace rtuti zejména teplota vody a koncentrace kyslíku rozpuštěného ve vodě. Při vyšší teplotě vody hromadění rtuti v rybách vzrůstá. Ukazují na to pokusy a sledování provedené ve značně tepelně odlišných prostředích. Dosavadní sledování dále nasvědčují tomu, že ryby z větších stojatých vod (jezera, údolní nádrže) mívají vyšší obsah rtuti než ryby z tekoucích vod. Souvisí to s vyšší intenzitou methylace rtuti probíhající na dně stojatých vod v anaerobních podmínkách povrchové vrstvy sedimentů (Svobodová a kol., 1987).

Mason a kol. (2000) sledovali koncentrace rtuti v atmosféře, vodě a organismech ve dvou potocích v západním Marylandu. Celkově byly zjištěny nepatrně vyšší koncentrace rtuti ve vodě v Herrington Creek, jež vykazovala nižší hodnoty pH než v Blacklick Run. Stejně tak hodnoty bioakumulace byly v Herrington Creek vyšší. Koncentrace monomethylrtuťi (MMHg) v organismech se zvyšovala s jejich trofickou úrovní (postavení v potravním řetězci, pozn. aut.), a v podstatě veškerá rtuť zjištěná v dravém hmyzu a hmyzožravých a karnivorních rybách byla ve formě MMHg.

Houserová a kol. (2006) sledovali zatížení rtutí (Hg) a methylrtutí (MeHg) na řekách Bečva, Dyje, Jihlava a Loučka. Analyzovali vzorky sedimentu dna, vody, zoobentosu a tělních tkání jelce tloušť (*Leuciscus cephalus*). Vysoký obsah rtuti zaznamenali ve svalové tkáni všech testovaných ryb na lokalitách Jihlava - Vladislav ($0,962 \text{ mg/kg} \pm 0,450$), Dyje ($0,732 \pm 0,228 \text{ mg/kg}$), Bečva ($0,547 \pm 0,112 \text{ mg/kg}$) a Loučka ($0,598 \pm 0,266 \text{ mg/kg}$). Tyto hodnoty překračovaly hygienické limity pro obsah těžkých kovů ve svalovině ryb. Naproti tomu nízké hodnoty byly zaznamenány na lokalitě Jihlava – Hrubšice ($0,135 \pm 0,014 \text{ mg/kg}$). Řeka Jihlava vykazovala ze všech čtyř řek nejvyšší zatížení rtutí i ve vzorcích zoobentosu a sedimentech dna.

Kannan a kol. (1998) zjišťovali koncentrace rtuti v sedimentech a rybách z ústí řek na Floridě. Obsah celkové rtuti v sedimentech se pohyboval v rozmezí od 1 do 219 ng/g sušiny a podíl methylrtuti z celkové rtuti tvořil v průměru 0,77 %. Koncentrace celkové rtuti v rybí svalovině se pohybovala v rozmezí od 0,03 do 2,22 (s průměrem 0,31) $\mu\text{g/g}$ v čerstvém stavu a podíl methylrtuti z celkové rtuti zde dosahoval hodnoty 83 %.

Žlábek a kol. (2005) prováděli výzkum na zjištění koncentrace rtuti ve svalovině ryb v řece Labi a jejím hlavním přítoku – Vltavě. Výzkum zde probíhal v letech 1999, 2002 a 2003. Jako indikátorové ryby byly zvoleny cejn velký (*Abramis brama L.*), okoun říční (*Perca fluviatilis L.*) a v roce 2003 ještě jelec tloušť (*Leuciscus cephalus L.*). Odlov byl prováděn na řece Labe v lokalitách Verdek, Valy, Lysá nad Labem, Obříství a Hřensko a na řece Vltavě v lokalitách Podolí a Zelčín. Ve všech fázích pozorování byly největší

koncentrace celkové rtuti obsažené ve svalovině cejna velkého nalezeny v lokalitách Lysá nad Labem a Obříství. Analýza variance prokázala významně vyšší obsah rtuti ve svalovině cejna velkého z lokality Obříství ve srovnání s lokalitami Podolí, Němčice, Děčín ($p < 0,01$), Zelčín a Hřensko ($p < 0,05$). Nejvyšší hodnoty obsahu celkové rtuti ve svalovině okouna říčního byly zjištěny v lokalitách Lysá nad Labem a Obříství v letech 1999 a 2002. Ve srovnání s ostatními pozorovanými lokalitami byl tento rozdíl statisticky významný ($p < 0,01$), respektive ($p < 0,05$).

2.2.2 Kadmium

Kadmium ve vodách doprovází zinek, ale v podstatně menších koncentracích. V povrchových vodách je tento prvek přítomen v rozpuštěné nebo nerozpuštěné formě. Z rozpuštěných forem přichází v úvahu jednoduchý ion a dále různé anorganické a organické komplexní ionty. Vedle toxických účinků podobných účinkům jiných toxických kovů, tj. zejména poškození centrální nervové soustavy a parenchymatózních orgánů, má kadmium při dlouhodobém působení i ve stopových množstvích některé specifické účinky. Jde především o negativní vliv na orgány reprodukce. Protože kadmium je toxický kov s výraznou bioakumulační schopností, je nutné věnovat pozornost především jeho obsahu ve svalovině tržních ryb (Svobodová a kol., 1987). Hygienický limit pro obsah kadmia ve svalovině ryb byl stanoven na 0,05 mg/kg s výjimkou úhoře říčního (*Anguilla anguilla*) – z našich ryb, kde je limit 0,1 mg/kg (nařízení Komise č. 1881/2006/ES). Kadmium má schopnost kumulovat se v potravních řetězcích a bylo prokázáno i jeho kancerogenní působení. Proto se nyní za nejvyšší přípustnou koncentraci kadmia ve vodě považuje $1 \cdot 10^{-4}$ mg.l⁻¹ (Svobodová a kol., 1987).

Příkladem hromadné intoxikace kadmiiem u lidí může být incident, který se stal v Japonsku. Nemoc *itai-itai* (v překladu „bolí-bolí“) je případ hromadné intoxikace kadmiiem v prefektuře Toyama v Japonsku. Otrava se projevovala

především selháním ledvin a měknutím kostí a byla provázena velkými bolestmi, díky nimž vznikl název pro nemoc. Kadmium se dostávalo z těžebních závodů do řek, jejichž vodou byla zavlažována rýžová pole. Kadmium se v redukčním prostředí rýžových polí sráželo v podobě sulfidu a stávalo se tak nemobilním. Když však byla rýžoviště vysušována, aby mohla být sklízena s použitím mechanizace, změnil se oxidační podmínky. Kadmium se ze sulfidu uvolnilo do roztoku. V něm se vázalo na oxyhydroxidy manganu a železa, nebo na karbonáty či jílové minerály. Tyto vazby byly labilní a kadmium tak mohlo vstoupit do potravního řetězce. Postižení obyvatelé oblasti přijímali denně v potravě asi 300 až 400 µg kadmia, což je asi dvacetinásobek přirozeného příjmu kadmia. Nemoc se začala projevovat v roce 1912, ale její výzkum začal až v 50. letech 20. století. Teprve v květnu 1968 japonské Ministerstvo zdravotnictví a sociální péče oficiálně oznámilo, že *itai-itai* je nemoc způsobená chronickou otravou kadmiiem. Kadmium inhibuje sulfohydrolytické enzymy. Konkuruje vápníku, železu, zinku a mědi. Zasahuje do metabolismu cukrů, tlumí sekreci inzulínu a tím vede ke zvýšení hladiny cukrů v krvi a k vylučování glukózy močí. Dochází k poškození ledvinových kanálků, což následně znemožňuje vstřebávání vápníku a fosfátů. Nedostatek těchto minerálů má za následek měknutí kostí (osteomalacii), doprovázené silnými bolestmi. Měknutí kostí je jedním z hlavních průvodních jevů otrav kadmiiem. Postižené často bolí páteř a dlouhé kosti, především v nohou. Kvůli změnám v kostech se u postižených objevuje kolébavá chůze. Časem se kosti stávají náchylnějšími ke zlomeninám. Další průvodní jevy zahrnují kašel, anémii a selhání ledvin, které vede až ke smrti (<http://www.enviwiki.cz/wiki/ITAI-ITAI>).

V České republice byly nejvyšší obsahy kadmia nalezeny v řekách znečištěných starými hornickými pracemi, například na dolním toku Litavky vlévající se do Berounky, v řekách v západní části Krušných hor a v řekách znečištěných odpady z pokovovacích lázní (Lužická Nisa). Pokud se takové znečištění dostává do drobného vodního toku, mohou koncentrace kadmia v sedimentech být až desetitisíckrát vyšší než koncentrace přirozené. Takové výjimečně vysoké znečištění kadmiiem bylo r. 1986 popsáno ve VINOŘSKÉM

potoce a přilehlých rybnících na severovýchodním okraji Prahy. Oblast byla u nás i ve světě považována za jednu z nejvíce znečištěných lokalit kadmíem a dalšími těžkými kovy. Ty pocházely z galvanovny v bývalém podniku PAL Kbely. Na ploše necelých dvou hektarů bylo v rybničním sedimentu deponováno 9 tun kadmia, 21 tun chrómu, 15 tun mědi, 73 tuny zinku, 4 tuny niklu a 1,5 tuny olova (<http://www.enviwiki.cz/wiki/ITAI-ITAI>).

Žlábek a kol. (2006) sledovali obsah cizorodých látek ve vzorcích tkání (svalovina, játra, ledviny, jikry a mlíčí) kapra obecného (*Cyprinus carpio*). Byly zjištěny statisticky významně vyšší ($p < 0,01$) hodnoty Hg ve svalovině, Cd a Zn v ledvinách a Cu v játrech oproti obsahu těchto kovů v ostatních tkáních.

Mwashote (2003) prováděl sledování obsahu olova a kadmia ve vodě, sedimentech a vybraných druzích ryb v Mombase v Keni. Pozorování probíhalo na dvou tocích – Makupa creek a Tudor creek. V obou případech byla koncentrace kadmia ve vodě pod detekčním limitem. Koncentrace kadmia v sedimentech se pohybovala od hodnot pod detekčním limitem až do 1,0 mg/kg Cd v sušině. V rybách se hodnoty kadmia pohybovaly od nedetekovatelných do 0,4 mg/kg čerstvé svaloviny.

Amoo a kol. (2005) zjišťovali koncentrace kadmia v několika druzích ryb v jezeře Kainji v Nigérii. Byl zde zjištěn vztah mezi jednotlivými zkoumanými druhy ryb a koncentrací kadmia obsaženého v jejich svalovině. Nejvyšší koncentrace kadmia byly zjištěny u druhu *Mormyrus rume*, naproti tomu velmi nízké koncentrace obsahovala svalovina ryb rodu *Tilapia*.

Cinier a kol. (1999) uskutečnili výzkum akumulace a eliminace kadmia v tkáních kapra obecného (*Cyprinus carpio*). Ryby byly umístěny do dvou 1000 l vnitřních betonových nádrží se stálým průtokem 8 l/min. Koncentrace kadmia byla v jedné nádrži udržována na hladině 53 $\mu\text{g/l}$ a v druhé nádrži 443 $\mu\text{g/l}$ po dobu 127 dní. Fáze vystavení účinkům kadmia trvala 127 dní a byla následována 43denní fází čištění. Data ukázala, že vystavení ryb působení kadmia způsobuje jeho prokazatelnou absorpci v tkáních. Koncentrace kadmia po 106 dnech prudce vzrostla v ledvinách a játrech, zatímco ve svalovině nebyl nárůst tak významný. Po 127 dnech trvání testu byla hladina kadmia (u koncentrace 53 $\mu\text{g/l}$)

v ledvinách 4x vyšší než v játrech a 50x vyšší než ve svalovině. U koncentrace 443 $\mu\text{g/l}$ Cd byl obsah kadmia v ledvinách oproti v játrech vyšší 2x a oproti svalovině 100x. Během 43 dní čištění, kdy byla z vody odstraněna kontaminující látka, byla ztráta akumulovaného kadmia ve svalovině okamžitá a rychlá. Naopak nebyl pozorován úbytek kadmia v ledvinách a játrech.

Svobodová a kol. (2002) posuzovali stav vybraných rybníků jižních a západních Čech z hlediska obsahu kovů v tkáních kaprů a sedimentech dna. V podzimním období roku 2000 až 2001 byly vyšetřovány rybníky Regent, Tovaryš, Dřemliny, Horusický a Bezdrev. Z každého rybníka bylo odebráno sedm tržních kaprů, analyzovány byly vzorky svaloviny, jater, ledvin a gonád. Nejvyšší koncentrace kadmia byly stanoveny v ledvinách, a to v rozmezí od 0,023 mg.kg^{-1} (rybník Regent) do 0,102 mg.kg^{-1} (rybník Bezdrev). Naproti tomu nejnižší koncentrace byly zjištěny ve svalovině, a to v naprosté většině případů v množství menším než 0,001 mg.kg^{-1} .

2.2.3 Olovo

Významným zdrojem znečištění atmosférických a tím i povrchových vod olovem jsou výfukové plyny motorových vozidel, obsahující rozkladné produkty tetraethylolova (dnes už se ve většině vyspělých zemích olovnaté benzíny nepoužívají, přesto jimi způsobené znečištění olovem v přírodě přetrvává, pozn. autora). Ve vodním prostředí se olovo hromadí především v sedimentech dna, kde je jeho obsah zhruba o 4 řády vyšší ve srovnání s koncentrací ve vodě. Toxicita olova pro ryby a ostatní vodní organismy je silně ovlivněna kvalitou vody. Závisí na rozpustnosti sloučenin olova a na koncentraci vápníku a hořčíku ve vodě. Se zvyšující se kyselinovou kapacitou (alkalitou) a hodnotou pH vody rozpustnost sloučenin olova ve vodě klesá. Dále se uvádí snížení toxicity olova se zvyšující se koncentrací vápníku a hořčíku ve vodě. Olovo – podobně jako rtuť, arzén a další toxické prvky – může prostřednictvím vodních mikroorganismů ve vodním prostředí tvořit organické methylderiváty, které se

hromadí ve vodních organismech (Svobodová a kol., 1987). Hygienický limit pro obsah olova ve svalovině ryb byl stanoven na 0,3 mg/kg (nařízení Komise č. 1881/2006/ES).

Olovo nemá žádnou známou biologickou funkci, ale má schopnost akumulace v mnoha organismech, dokud nedosáhne toxické úrovně. Obsah olova v drůbežím mase se pohybuje v průměru okolo 0,015 ppm. V mase ryb pocházejících z prostředí neznečištěných závažně olovem je uváděn průměr 0,6 ppm (Chakraborty a kol., 2008).

Kumar a kol. (1991) provedl laboratorní výzkum bioakumulace olova v různých orgánech na akvarijní rybě (*Colisa fasciatus*). Ryby byly vystaveny působení vody se subletální koncentrací olova. Měření zjistila vysoké koncentrace olova v žábách a svalovině a ukázala, že tyto tkáně jsou hlavním místem akumulace olova v těle těchto ryb.

2.3 Perzistentní organické látky (POPs)

POPs jsou sloučeniny antropogenního původu, jež odolávají degradaci a hromadí se v potravním řetězci. Mohou být atmosférou přenášeny na dlouhé vzdálenosti, což vede k jejich značnému rozšíření po celé Zemi, včetně regionů, kde nikdy nebyly používány. Díky jejich toxicitě mohou představovat hrozbu pro životní prostředí a pro člověka. Při monitoringu kontaminace ryb byla věnována pozornost hlavně DDT, HCH, HCB a PCB.

2.3.1 DDT

DDT (1,1,1-trichloro-2,2-bis 4-chlorophenyl ethane) byl používán od roku 1939, kdy byly objeveny jeho insekticidní účinky. Nejprve jako ochrana vojáků a civilistů proti hmyzem přenášeným chorobám, jako je malárie v 2. světové válce. Od roku 1946 ve Spojených státech a o něco později ve většině ostatních

zemí se začalo DDT využívat v zemědělství. V roce 1959 bylo na území USA rozprášeno 35 771 tun DDT. Jeho produkce dosáhla maxima v USA v roce 1963, kdy bylo vyrobeno 81 154 t. Vzhledem k jeho odolnosti a bioakumulaci v životním prostředí bylo DDT v roce 1970 zakázáno ve Švédsku, 1972 v USA a později v mnoha dalších státech (WHO 1979). V Československu byla v roce 1970 spotřeba DDT 270 t, v roce 1985 ještě 13 t. Přestože je v zemích severní Ameriky a severní Evropy DDT zakázáno už více než 30 let, jeho rezidua jsou stále nacházena v potravinách. Je to způsobeno jednak jeho značnou stálostí v životním prostředí, ale také ilegálním používáním a dovozem potravin z regionů, kde je DDT stále používáno (WHO, 2003).

DDT se ukládá ve všech tkáních těla, ale jeho množství je přiměřené obsahu tuku v jednotlivých orgánech: nejvyšší koncentrace jsou obvykle nacházeny v tukových tkáních (Smith, 1991).

Havelková a kol. (2008) posuzovali kontaminaci horního toku řeky Tichá Orlice organickými látkami a to na lokalitách: Králíky, Lichkov a Červená voda. Posuzován byl obsah PCB, HCH, HCB, OCS a DDT ve svalovině pstruha obecného (*Salmo trutta m. fario*). Nejvyšší obsah DDT a jeho metabolitů (*o, p'*-DDE; *p, p'*-DDE; *o, p'*-DDD; *p, p'*-DDD; *o, p'*-DDT; *p, p'*-DDT) byl zjištěn ve svalovině pstruhů na lokalitě Králíky ($48.12 \pm 20.56 \mu\text{g.kg}^{-1}$ w. w.) a dále na lokalitě Červená Voda ($39.22 \pm 2.17 \mu\text{g.kg}^{-1}$ w. w.), nejmenší koncentrace byly naměřeny na lokalitě Lichkov ($27.35 \pm 5.10 \mu\text{g.kg}^{-1}$ w. w.).

2.3.2 HCH

γ – Hexachlorocyclohexane (γ – HCH, nebo také lindan) je používaný jako insekticid na plody ovoce a zeleniny, na ochranu semen, v lesnictví a při ošetřování zvířat. Ostatní izomery HCH jsou stále nacházeny ve vzorcích díky dřívějšímu používání technického HCH jako insekticidu. Použití technického HCH je omezeno pouze na výrobu ostatních forem HCH. α a γ – HCH jsou rozpustné ve vodě a mají malý biokoncentrační potenciál. γ – HCH je poměrně

běžný v mořském prostředí a v půdách, ale malé koncentrace jsou nacházeny také v živých organismech (WHO, 2003).

Studie na zvířatech ukázaly neurotoxické účinky a vliv na činnost jater a na rozmnožování. Nejčastější příznaky otravy následující po požití jsou záchvaty, křeče, zvracení a točení hlavy. HCH je zařazeno do skupiny 2B jako potenciálně karcinogenní pro lidi (WHO, 2003).

Při posouzení kontaminace řeky Tichá Orlice zjistili Havelková a kol. (2008) tyto koncentrace HCH (suma izomerů α , β , γ) ve svalovině pstruha obecného (*Salmo trutta m. fario*): Lokalita Červená Voda ($0,32 \pm 0,01 \mu\text{g.kg}^{-1}$ w. w.), lokalita Lichkov ($0,14 \pm 0,03 \mu\text{g.kg}^{-1}$ w. w.), lokalita Králíky ($0,22 \pm 0,10 \mu\text{g.kg}^{-1}$ w. w.).

2.3.3 HCB

Hexachlorbenzen je průmyslový chlorovaný uhlovodík. Přesto, že není v současné době ve vyspělých státech konečným, komerčně využívaným produktem, vytváří se jako odpadní produkt při výrobě několika chlorovaných uhlovodíků jako je tetrachlorethylen, nebo trichlorethylen. HCB se nachází jako kontaminant také v některých pesticidech. Pět hlavních, dnes používaných pesticidů (chlorothalonil, chlorthal, pentachlorophenol, picloram a quintozene) obsahuje až 0,3 % HCB ve formě nečistoty. Přítomnost HCB v životním prostředí je dána také jeho používáním v minulosti jako fungicidu (Beyer, 1996). HCB patří k nejdéle přetrvávajícím znečišťujícím látkám v životním prostředí vzhledem k jeho chemické stabilitě a odolnosti proti odbourávání. Ve vodě je HCB odolná chemikálie nesnadno podstupující degradaci biotickými ani abiotickými procesy. Poločas rozpadu HCB je odhadovaný v rozmezí od 2,7 do 5,7 let v povrchových vodách a od 5,3 do 11,4 v podzemních vodách. Celkové množství ročně ukládaného HCB na našem území činí 13,32 kg/rok (WHO, 2003).

Při posouzení kontaminace řeky Tichá Orlice Havelkovou a kol. (2008) byly zjištěny tyto koncentrace HCB ve svalovině pstruha obecného (*Salmo trutta m. fario*) : Lokalita Červená Voda ($0,71 \pm 0,06 \mu\text{g.kg}^{-1}$ w. w.), lokalita Lichkov ($1,21 \pm 0,03 \mu\text{g.kg}^{-1}$ w. w.), lokalita Králíky ($2,59 \pm 0,14 \mu\text{g.kg}^{-1}$ w. w.).

2.3.4 PCB

Polychlorované bifenyly se staly v posledních letech jedním z významných znečišťujících faktorů životního prostředí. PCB patří mezi nejstabilnější organické sloučeniny. Jejich rozpustnost ve vodě je nízká, dobře jsou rozpustné v nepolárních rozpouštědlech a v tucích. Směs izomerů PCB s různými příměsemi se využívala v průmyslu elektrotechnickém (náplně silových kondenzátorů a transformátorů pro vysoké napětí), strojírenském (nehořlavé kapaliny pro přenos tepla, náplně hydraulických zařízení a mazadla pro kompresory) a v průmyslu chemickém (výroba syntetických laků, barev a plastů). Od roku 1971 byla jejich výroba vlivem varujících zjištění o škodlivosti a velkém rozšíření PCB v životním prostředí omezena (Svobodová a kol., 1987).

Polychlorované bifenyly lze nalézt alespoň ve stopových množstvích téměř ve všech částech světového ekosystému. PCB lze nalézt v lidských tkáních na mnoha místech světa včetně odlehlých oblastí, kde nebyly nikdy vyráběny ani používány. PCB jsou aromatické uhlovodíky, které se v prostředí přirozeně nevyskytují. Skládají se z bifenylové struktury se dvěma spojenými benzenovými jádry, ve kterých jsou některé nebo všechny atomy vodíku nahrazeny atomy chlóru. Veškeré typy PCB jsou lipofilní (tato vlastnost vzrůstá se vzrůstajícím stupněm chlorace) a jsou velmi málo rozpustné ve vodě. Na základě těchto vlastností jsou PCB vysoce odolné a lze očekávat jejich rozptýlení v atmosféře a akumulaci v potravních řetězcích. Intenzivně se váží do částic vzduchu, půdy a sedimentů a hromadí se v tkáních obsahujících tuk. Jejich odbourávání v prostředí závisí na stupni chlorace. S vyšším stupněm chlorace odolnost jednotlivých typů PCB proti odbourávání stoupá (WHO, 2003).

Do vodního prostředí se polychlorované bifenyly dostávají průmyslovými odpadními vodami, a to z podniků, které tyto látky vyrábějí nebo používají. V povrchových vodách se vyskytují koncentrace v rozmezí $1 \cdot 10^{-6}$ až $1 \cdot 10^{-4}$ $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Polychlorované bifenyly mají vysokou schopnost kumulovat se v sedimentech dna a ve vodních organismech, u nichž je akumulací koeficient $10^3 - 10^5$ (Svobodová, 1987).

Některé z kongenerů jsou endokrinní disruptory, jejichž struktura je podobná estrogenům, a tudíž mohou inhibovat jeho působení (prokázaná feminizace samců). Jejich inertnost vůči metabolickým procesům je předurčuje k biomagnifikaci. Jejich toxicita se mění zároveň se strukturou. Non-ortho a mono-ortho kongenery jsou strukturně podobné dioxinům, které mohou vznikat spalováním PCBs. Toxicita těchto látek spočívá v poškozování jater, epitelu a imunitního a reprodukčního systému indukci cytochromu P-450 (Kočan a kol., 1993).

Široká a kol. (2005) prováděli šetření na obsah PCBs ve svalové tkáni tlouště z několika lokalit Labe a jeho hlavního přítoku Vltavy. Obsah PCB byl vyjádřen jako suma 7 tzv. indikátorových kongenerů (28, 52, 101, 118, 138, 153 a 180) a použity byly směsné vzorky svaloviny tlouště, vždy jeden na lokalitu. Nejvyšší koncentrace byly zaznamenány na lokalitách Obříství (0,16), Zelčín (0,14), Němčice (0,11) a Děčín (0,11). Hodnoty jsou vyjádřeny v mg/kg svaloviny.

2. 4 Dioxiny

Dioxiny je obecný název pro skupinu toxických polychlorovaných organických heterocyklických sloučenin, odvozených od dibenzo(b,e)(1,4)dioxinu, obsahujícího šestičlenný 1,4-dioxanový cyklus. Většinou se mezi ně řadí i polychlorované deriváty dibenzofuranu. Dioxiny se v přírodě velmi pomalu rozkládají (podobně jako další halogenované organické sloučeniny) a díky své rozpustnosti v tucích mají schopnost se akumulovat v tukových tkáních. Nejznámějším dioxinem je 2,3,7,8-tetrachlordibenzo-*p*-

dioxin (TCDD), který vzniká nedokonalým spalováním chlorovaných organických látek, například dichlorbenzenu. Ve velmi vysokých dávkách způsobují dioxiny trvalé poškození pokožky známé jako chlorakné. V nízkých dávkách je dioxinům připisována teratogenita (vývojová toxicita) a karcinogenita. Karcinogenita TCDD byla potvrzena v roce 2001, kdy byl dioxin překlasifikován ze skupiny „pravděpodobný karcinogen“ na „známý karcinogen“. Na rozdíl od většiny jiných toxických látek či karcinogenů není pro dioxin stanovena bezpečná dávka; předpokládá se, že je škodlivý v jakékoliv detekovatelné koncentraci. Některé zdroje dokonce udávají, že TCDD je nejsilnější známý karcinogen (<http://cs.wikipedia.org/wiki/Dioxiny>).

Dioxin je rovněž spojován s negativními trvalými zdravotními následky mezi veterány vietnamské války a vietnamským obyvatelstvem v oblastech kde byl aplikována směs herbicidů známá jako *Agent Orange*. Jeden z herbicidů z této směsi byl během výrobního procesu často kontaminován stopovými koncentracemi dioxinu. Na výrobě tohoto herbicidu se podílela rovněž Spolana Neratovice, v jejímž areálu se dodnes nachází skupina objektů zamořená dioxiny. Tyto objekty představují jisté riziko i do budoucna, zejména kvůli nebezpečí povodní. Právě dioxiny jsou spojovány s vysokou úmrtností zaměstnanců Spolany na rakovinu koncem 60. a začátkem 70. let (<http://cs.wikipedia.org/wiki/Dioxiny>).

3 Materiál a metodika

V roce 2009 byly pro monitoring kontaminace ryb z volných vod vybrány následující lokality: údolní nádrž Kořensko, údolní nádrž Rozkoš, údolní nádrž Jesenice, Vltava 28 (P) – Vyšší Brod. Odlov a odběr vzorků svaloviny ryb provedli pracovníci VÚRH JU Vodňany.

Na obrázku č. 1 je grafické znázornění lokality Kořensko (mimopstruhový rybářský revír Vltava 20 – Kořensko, 421 090), zvýrazněné zelenou barvou. Délka lokality je 10 km a zatopená plocha činí 130 ha. Lokalita Rozkoš

(mimopstruhový rybářský revír ÚN Rozkoš, 451 200) - zatopená plocha 1 080 ha je znázorněna na obrázku č. 2. Obrázek č. 3 přináší pohled na lokalitu Jesenice (mimopstruhový revír Odrava 1 – ÚN Jesenice, 431 200), zatopená plocha tvoří 700 ha. Na obrázku č. 4 je zobrazena lokalita Vltava 28 (pstruhový revír Vltava 28, 423 041). Délka revíru činí 10,5 km a rozloha je 29 ha. Pro grafické přiblížení všech lokalit byly použity digitální výřezy z Velkého atlasu rybářských revírů ČR.

Odlovy ryb byly provedeny ve spolupráci s uživateli příslušných revírů pomocí elektrických agregátů a rybářských udic. Sledování obsahu cizorodých látek bylo provedeno ve svalovině odlovených indikátorových ryb (Tab. 2-9). Jako referenční druh byl pro porovnání jednotlivých lokalit využit cejn velký (*Abramis brama*). Aby bylo možno provést statistické porovnání kontaminace jednotlivých lokalit pomocí zjištěných koncentrací cizorodých látek ve svalovině referenčního druhu, byly vzorky svaloviny cejna velkého analyzovány na obsah toxických kovů individuálně. Dále byly analyzovány směsné vzorky svaloviny druhů ryb, které se ve sledovaných lokalitách vyskytují nejčastěji a jsou sportovními rybáři loveny a konzumovány. Celkem byly odloveny a analyzovány následující druhy a počty ryb: cejn velký (*Abramis brama*) – 15 ks, jelec tloušť (*Leuciscus cephalus*) – 5 ks, kapr obecný (*Cyprinus carpio*) – 14 ks, plotice obecná (*Rutilus rutilus*) – 20 ks, štika obecná (*Esox lucius*) – 6 ks, okoun říční (*Perca fluviatilis*) – 17 ks, bolen dravý (*Aspius aspius*) – 5 ks, candát obecný (*Stizostedion lucioperca*) – 11 ks, jelec proudník (*Leuciscus leuciscus*) – 5 ks, pstruh obecný (*Salmo trutta*) – 5 ks a pstruh duhový (*Oncorhynchus mykiss*) – 3 ks. V ideálním případě bylo v každé lokalitě odloveno po 5 kusech od každého indikátorového druhu. Ne vždy se však podařilo příslušný počet jednotlivých druhů ve sledovaných lokalitách odlovit. Odlovené ryby byly usmrceny, zváženy, změřeny a byl jim odebrán vzorek šupin pro následné určení věku. U úhoře říčního a sumce velkého nebyl věk z důvodů složitosti metody určován. Odebraný vzorek hřbetní svaloviny byl označen číselným kódem a uložen v chladicím boxu. Směsné vzorky byly tvořeny tak, aby z každé ryby

bylo ve směsném vzorku stejné množství svaloviny. Vzorky byly až do chemických analýz uchovány při -18 °C.

Stanovení toxických kovů (rtuti, olova a kadmia) bylo provedeno u všech odlovených kusů cejna velkého individuálně, stanovení persistentních organických polutantů (Σ PCB, Σ DDT, Σ HCH a HCB) bylo provedeno pouze ve směsných vzorcích. Analýzy sledovaných polutantů byly u ostatních odlovených druhů ryb provedeny ve směsných vzorcích od každého druhu.

Obsah PCB je vyjádřen jako suma obsahu 7 tzv. indikátorových kongenerů (28, 52, 101, 118, 138, 153 a 180). Obsah DDT je vyjádřen jako suma obsahu DDT a jeho metabolitů (*o,p'*- DDE; *p,p'*- DDE; *o,p'*- DDD; *p,p'*- DDD; *o,p'*- DDT; *p,p'*- DDT). Obsah HCH je vyjádřen třemi základními izomery (α , β , γ – HCH).

Chemické analýzy vzorků provedla akreditovaná laboratoř Státního veterinárního ústavu Praha, se sídlem Sídlištní 136/24, 165 03 Praha 6 – Lysolaje (Ing. Jan Rosmus). Stanovení obsahu celkové rtuti ve svalovině bylo provedeno metodou AAS na jednoúčelovém analyzátoru rtuti AMA-254. Stanovení obsahu toxických kovů bylo provedeno technikou GF-AAS. Ke stanovení POPs byla použita metoda plynové chromatografie s využitím detektoru elektronového záchytu (GC/ECD).

Sledování obsahu dioxinů a PCB s dioxinovým účinkem (DL-PCB) bylo provedeno ve směsných vzorcích svaloviny cejna velkého a candáta obecného. Ke stanovení obsahu dioxinů a DL-PCB byla použita metoda HRGC/HRMS.

Porovnání zatížení jednotlivých lokalit bylo provedeno prostřednictvím hodnot obsahu sledovaných polutantů ve svalovině referenčního druhu (cejn velký). Výsledky analýz svaloviny ryb byly konfrontovány s příslušnými hygienickými limity. Tabulka č. 1 shrnuje platné hygienické limity obsahu některých toxických látek ve svalovině ryb. Hygienické limity jsou určovány vyhláškou číslo 68/2005 Sbírky (kterou se mění vyhláška Ministerstva zdravotnictví č. 158/2004 Sb., kterou se stanoví maximálně přípustné množství reziduí jednotlivých druhů pesticidů v potravinách a potravinových surovinách) a vyhláškou 305/2004 Sb. (kterou se stanoví druhy kontaminujících a

toxikologicky významných látek a jejich přípustné množství v potravinách). Od našeho vstupu do Evropské unie v roce 2004 jsou hygienické limity určovány také nařízením Komise (ES) č. 1881/2006, kterým se stanoví maximální limity některých kontaminujících látek v potravinách. Tabulka č. 11 udává hodnoty hygienických limitů pro dioxiny a DL – PCB v potravinách dle nařízení Komise 1881/2006/ES.

Veškerá nashromážděná data byla použita pro sestavení tabulek a grafů, jež jsou uvedeny v příloze. Hodnoty obsahu rtuti a olova v individuálních vzorcích cejna velkého byly statisticky vyhodnoceny pomocí analýzy variance (jednofaktorová anova – Tukeyův HSD test) z důvodu určení statistické významnosti zjištěných rozdílů mezi lokalitami. Pro statistický výpočet byl použit program Statistika 8.1.

4 Výsledky a diskuse

4.1 Charakteristika odlovených ryb a zjištěné koncentrace polutantů

Tabulky č. 2 – 5 obsahují data o odlovených rybách.

Tabulka č. 2 zobrazuje údaje o odlovených rybách na lokalitě Kořensko. Zde bylo odloveno celkem 24 ks ryb o celkové hmotnosti 17, 750 kg. Jednalo se o následující druhy a počty: Cejn velký (5 ks), kapr obecný (4 ks), plotice obecná (5 ks), candát obecný (2 ks), okoun říční (5 ks) a štika obecná (3 ks).

Tabulka č. 3 zobrazuje údaje o odlovených rybách na lokalitě Rozkoš. Zde bylo odloveno celkem 29 ks ryb o celkové hmotnosti 33,120 kg. Jednalo se o následující druhy a počty: Cejn velký (5 ks), kapr obecný (5 ks), plotice obecná (5 ks), candát obecný (5 ks), okoun říční (4 ks), bolen dravý (5 ks).

Tabulka č. 4 zobrazuje údaje o odlovených rybách na lokalitě Jesenice. Zde bylo odloveno celkem 27 ks ryb o celkové hmotnosti 24,400 kg. Jednalo se o následující druhy a počty: Cejn obecný (5 ks), kapr obecný (5 ks), plotice obecná (5 ks), candát obecný (4 ks), okoun říční (5 ks), štika obecná (3 ks).

Tabulka č. 5 zobrazuje údaje o odlovených rybách na lokalitě Vltava 28. Zde bylo celkem odloveno 28 ks ryb o celkové hmotnosti 6,535 kg. Jednalo se o následující druhy a počty. Pstruh obecný (5 ks), pstruh duhový (3 ks), plotice obecná (5 ks), jelec tloušť (5 ks), jelec proudník (5 ks), okoun říční (5 ks).

Tabulky č. 6 – 9 shrnují údaje o odlovených rybách a jsou zde uvedena data o obsahu jednotlivých polutantů ve vzorcích svaloviny. U hodnot kontaminace Hg, Pb, a Cd u cejna velkého se jedná o průměr zjištěný z hodnot naměřených z individuálních vzorků svaloviny (charakterizovaný směrodatnou odchylkou). U ostatních ryb a u hodnot kontaminace HCH, DDT, PCB, HCB se jedná o hodnoty naměřené ve směsných vzorcích svaloviny pro daný druh a lokalitu.

Tabulka č. 10 zobrazuje údaje o naměřených hodnotách polutantů v individuálních vzorcích svaloviny cejna velkého jako referenčního druhu v lokalitách Kořensko, Rozkoš a Jesenice. Lokalita Vltava 28 je pstruhovým revírem, kde se nenachází cejn velký jako referenční druh, proto tato lokalita

není s ostatními třemi porovnávána. Grafickým výstupem tabulky č. 10 jsou graf č. 1, který ukazuje porovnání kontaminace svaloviny cejna velkého rtutí a olovem (hodnoty obsahu kadmia ve svalovině ryb byly u naprosté většiny vzorků pod mezí detekce, proto nebyly tyto hodnoty graficky porovnávány s ostatními kovy). Graf č. 2 porovnává průměrné hodnoty obsahu rtuti ve svalovině různých druhů ryb ze sledovaných lokalit a graf č. 3, který je obdobou grafu č. 2, ale srovnává hodnoty obsahu olova naměřené ve svalovině napříč druhy. Kadmium bylo obsaženo ve svalovině odchycených ryb ve všech lokalitách většinou pod mezí detekce, proto nebylo do srovnání zařazeno. Hodnoty obsahu olova na lokalitě Kořensko byly také pod mezí detekce, proto pro potřeby porovnání byly použity poloviční hodnoty meze detekce.

Grafy č. 4 a 6 ukazují hodnoty obsahu PCB, respektive DDT zjištěné ve vzorcích svaloviny cejna velkého odloveného na monitorovaných lokalitách. Grafy č. 5 a 7 potom přibližují pohled na rozdílné ukládání PCB, respektive DDT v těle jednotlivých druhů ryb ze sledovaných lokalit.

Grafy č. 8 a 9 porovnávají hodnoty dioxinů, respektive DL – PCB naměřené ve svalovině cejna velkého a candáta obecného ze sledovaných lokalit, a jsou grafickým znázorněním naměřených hodnot uvedených v tabulce č. 12.

4.2 Hodnocení výsledků

4.2.1 Lokalita Kořensko

V roce 2009 bylo na obsah celkové rtuti, olova, kadmia, PCB, DDT, HCH, HCB a dioxinů ve svalovině analyzováno celkem 24 ks ryb, z toho 14 ks nedravých a 10 ks dravých.

U žádné z dravých ryb nedošlo k překročení platného hygienického limitu pro obsah rtuti. Bylo zjištěno mírné překročení platného hygienického limitu u dvou individuálních vzorků svaloviny cejna velkého. Jednalo se o hodnoty 0,527 mg/kg, respektive 0,536 mg/kg. Věk u těchto dvou jedinců byl 5, respektive 6

let. Tyto hodnoty rtuti byly nejvyšší ze všech vzorků na všech sledovaných lokalitách. Cejn jako bentofágní ryba byl pro účel referenčního druhu vybrán záměrně nejen kvůli svému rozšíření ve všech lokalitách (kromě Vltavy 28), ale také proto, že hodnoty rtuti nacházené ve svalovině cejna bývají vždy vysoké, což je způsobeno jeho způsobem života a potravním chováním. Tento fakt potvrzuje i skutečnost, že rtuť se ve vodním prostředí kumuluje převážně v sedimentech a odtud se činností mikroorganismů (methylocí) dostává do potravního řetězce.

Houserová a kol. (2006) uvádí, že anorganická rtuť je ve sladkovodních ekosystémech methylována na formu methylrtuti. S jejím stoupáním v potravním řetězci se methylrtuť postupně kumuluje v rybách.

Toto zjištění potvrzuje nález zvýšených hodnot obsahu Hg u vzorků svaloviny dravých ryb (okoun říční, štika obecná, candát obecný, bolen dravý). Tyto ryby jsou v potravním řetězci vysoko, proto je u nich nacházeno vyšší množství kontaminantů s bioakumulační schopností. Nejnižší hodnoty byly zjišťovány u vzorků svaloviny kapra obecného.

Houserová a kol. (2006) sledovali zatížení rtutí (Hg) a methylrtutí (MeHg) na řekách Bečva, Dyje Jihlava a Loučka. Analyzovali vzorky sedimentu dna, vody, zoobentosu a tělních tkání jelce tlouště. Vysoký obsah rtuti zaznamenali ve svalové tkáni všech testovaných ryb na lokalitách Jihlava - Vladislav ($0,962 \text{ mg/kg} \pm 0,450$), Dyje ($0,732 \pm 0,228 \text{ mg/kg}$), Bečva ($0,547 \pm 0,112 \text{ mg/kg}$) a Loučka ($0,598 \pm 0,266 \text{ mg/kg}$).

Přestože při sledování výše zmíněných lokalit byl použit jiný referenční druh, lze v porovnání s těmito lokalitami hodnotit lokalitu Kořensko za méně zatíženou, co se týká kontaminace rtutí.

K překročení hygienického limitu pro obsah olova ve svalovině ryb nedošlo u žádného z testovaných vzorků. Všechny testované vzorky v lokalitě Kořensko byly pod mezí detekce analytických metod pro zjištění koncentrace olova ve svalové tkáni. Nebyl zjištěn statisticky významný rozdíl ($p > 0,05$) v porovnání s lokalitami Rozkoš a Jesenice.

Hodnoty obsahu kadmia ve všech vzorcích z lokality Kořensko byly taktéž pod mezí detekce analytických metod pro jejich zjištění. V žádném ze vzorků tedy nedošlo k překročení hygienického limitu.

Cinier a kol. (1999) uskutečnili výzkum akumulace a eliminace kadmia v tkáních kapra obecného. Ryby byly vystaveny po dobu trvání testu různým koncentracím kadmia. Data ukázala, že vystavení ryb působení kadmia způsobuje jeho prokazatelnou absorpci v tkáních. Koncentrace kadmia po 106 dnech prudce vzrostla v ledvinách a játrech, zatímco ve svalovině nebyl nárůst tak významný. U koncentrace 443 $\mu\text{g/l}$ Cd byl obsah kadmia v ledvinách oproti koncentraci v játrech vyšší 2x a oproti koncentraci ve svalovině 100x.

Svobodová a kol. (2002) posuzovali stav vybraných rybníků jižních a západních Čech z hlediska obsahu kovů v tkáních kaprů a sedimentech dna. Nejvyšší koncentrace kadmia byly stanoveny v ledvinách, a to v rozmezí od 0,023 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (rybník Regent) do 0,102 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (rybník Bezdrev). Naproti tomu nejnižší koncentrace byly zjištěny ve svalovině, a to v naprosté většině případů v množství menším než 0,001 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Na základě těchto zjištění je otázkou do dalších diskusí, zda stanovování kadmia ve svalovině ryb je dostatečně objektivní metodou pro posouzení kontaminace prostředí tímto prvkem.

Hygienický limit pro obsah PCB ve svalovině ryb nebyl u žádné z dravých ani nedravých ryb odlovených na lokalitě Kořensko překročen. Nejvyšší naměřené hodnoty byly 0,00555 mg/kg svaloviny u směsného vzorku cejna velkého a 0,00542 mg/kg svaloviny u směsného vzorku plotice obecné.

Široká a kol. (2005) prováděli šetření na obsah PCBs ve svalové tkáni tlouště z několika lokalit Labe a jejího hlavního přítoku Vltavy. Obsah PCB byl vyjádřen jako suma 7 tzv. indikátorových kongenerů (28, 52, 101, 118, 138, 153 a 180) a použity byly směsné vzorky svaloviny tlouště, vždy jeden na lokalitu. Nejvyšší koncentrace byly zaznamenány na lokalitách Obříství (0,16), Zelčín (0,14), Němčice (0,11) a Děčín (0,11). Hodnoty jsou vyjádřeny v mg/kg .

Oproti sledování na Labi lze hodnotit výsledky na lokalitě Kořensko jako velmi dobré. Lokalita je méně kontaminovaná PCB než sledované lokality na Labi.

Obsah DDT byl u všech testovaných vzorků poměrně nízký. Nejvyšší hodnota byla stanovena u vzorku svaloviny cejna velkého, a to 0,00383 mg/kg svaloviny. Druhá nejvyšší hodnota činila 0,00316 mg/kg svaloviny a byla zjištěna u směsného vzorku svaloviny plotice obecné. Hygienický limit nebyl překročen.

Obsah dioxinů ve svalovině ryb byl stanovený jako 1. dioxiny a 2. DL - PCB (suma obsahu dioxinů a PCB s dioxinovým efektem). Ani v jedné kategorii nedošlo u sledovaných vzorků k překročení hygienických limitů, které jsou momentálně určovány nařízením Komise č. 1881/2006/ES. Jejich hodnota je pro dioxiny 4,0 pg/g svaloviny a pro DL PCB 8 pg/g, respektive 12 pg/g pro úhoře. Obsah dioxinů a DL PCB ve svalovině ryb byl zjišťován pouze u referenčního druhu cejna velkého a u candáta. Naměřené hodnoty obsahu dioxinů ve směsném vzorku svaloviny cejna velkého dosahovaly úrovně 0,271 pg/g svaloviny, u candáta byly hodnoty pod mezí detekce analytické metody. Zjištěné hodnoty DL PCB byly 0,848 pg/g svaloviny cejna velkého a 0,371 pg/g svaloviny candáta obecného.

Přítomnost a množství HCH ve svalovině ryb byla zjišťována pomocí třech izomerů (α , β , γ – HCH), které se nejčastěji objevují v potravním řetězci. Hygienický limit obsahu těchto izomerů ve svalovině ryb se řídí vyhláškou 68/2005 Sb. a činí pro γ – HCH 0,05 mg/kg svaloviny a pro sumu α a β – HCH 0,02 mg/kg svaloviny. Hygienický limit nebyl překročen u žádného ze vzorků. Hodnoty u všech vzorků z lokality byly pod úrovní detekce analytických metod, což znamená, že se pohybovaly pod úrovní 0,00002 mg/kg svaloviny pro α – HCH, 0,0004 mg/kg svaloviny pro β – HCH a 0,00003 mg/kg svaloviny pro γ – HCH.

Hodnoty HCB u všech vzorků na lokalitě Kořensko byly pod mezí detekce analytických metod, tedy nižší než 0,00002 mg/kg svaloviny. Hygienický limit je stanoven vyhláškou 68/2005 Sb. a činí u ryb 0,05 mg/kg svaloviny.

4.2.2 Lokalita Rozkoš

V roce 2009 bylo na obsah celkové rtuti, olova, kadmia, PCB, DDT, HCH, HCB a dioxinů ve svalovině analyzováno celkem 29 ks ryb, z toho 14 ks dravých a 15 ks nedravých.

U žádného vzorku nedošlo k překročení platného hygienického limitu pro obsah rtuti. Nejvyšší naměřená hodnota byla zjištěna u směsného vzorku svaloviny bolena dravého. Tato hodnota činila 0,360 mg/kg svaloviny. Zvýšené hodnoty (oproti hodnotě 0,2 mg/kg svaloviny, jež je považována za přirozenou hodnotu rtuti ve svalovině ryb) byly naměřeny ještě u jednoho individuálního vzorku cejna velkého, a to 0,235 mg/kg svaloviny, u směsného vzorku svaloviny candáta obecného, kde hodnota činila 0,245 mg/kg svaloviny, a u směsného vzorku okouna říčního – 0,278 mg/kg svaloviny.

Koncentrace rtuti naměřené na lokalitě Rozkoš jsou srovnatelné s koncentracemi, jež byly naměřeny Kružíkovou a kol. (2008) na řece Jizera. Zde byl průměrný obsah rtuti ve svalovině jelce tlouště 0,27 mg/kg svaloviny.

K překročení hygienického limitu pro obsah olova ve svalovině ryb nedošlo u žádného z testovaných vzorků. Nejvyšší hodnota kontaminace olovem byla naměřena u individuálního vzorku svaloviny cejna obecného na úrovni 0,05 mg/kg svaloviny. V porovnání s lokalitami Kořensko a Jesenice nebyl zjištěn statisticky významný rozdíl ($p > 0,05$).

Hodnoty obsahu kadmia ve svalovině se pohybovaly ve všech vzorcích z lokality Rozkoš pod mezí detekce analytických metod, což znamená, že byly nižší než 0,002 mg/kg svaloviny.

U žádného ze stanovovaných vzorků nebylo zjištěno překročení hygienického limitu pro obsah PCB. Nejvyšší naměřená hodnota byla 0,00701 mg/kg u směsného vzorku bolena dravého.

Tyto hodnoty obsahu PCB jsou opět řádově nižší než hodnoty naměřené na Labi Širokou a kol. (2005), takže v porovnání s lokalitami Obříství, Němčice, Děčín a Zelčín, kde bylo šetření prováděno, je možno považovat lokalitu Rozkoš za výrazně méně znečištěnou PCB.

Kontaminace DDT (zjišťovaná jako suma DDE, DDD a DDT) byla na nízké úrovni. K překročení hygienického limitu nedošlo, nejvyšší naměřené hodnoty činily 0,03691 mg/kg svaloviny ve směsném vzorku bolena.

Obsah dioxinů a DL - PCB ve svalovině ryb byl zjišťován pouze u referenčního druhu cejna velkého a u candáta obecného. U žádného ze vzorků nedošlo k překročení platného hygienického limitu. Naměřená hodnota dioxinů u směsného vzorku cejna velkého byla 0,526 pg/g svaloviny, u candáta byla pod mezí detekce analytické metody. Hodnota DL PCB ve svalovině cejna byla 1,65 pg/g svaloviny, u candáta 0,307 pg/g svaloviny.

Hodnoty HCH u všech vzorků z lokality byly pod úrovní detekce analytických metod, což znamená, že se pohybovaly pod úrovní 0,00002 mg/kg svaloviny pro α - HCH, 0,0004 mg/kg svaloviny pro β - HCH a 0,00003 mg/kg svaloviny pro γ - HCH.

Hodnoty HCB byly měřitelné pouze u směsného vzorku bolena, kde bylo naměřeno 0,00002 mg/kg svaloviny. Ostatní vzorky byly pod mezí detekce.

4.2.3 Lokalita Jesenice

V roce 2009 bylo na obsah celkové rtuti, olova, kadmia, PCB, DDT, HCH, HCB a dioxinů ve svalovině analyzováno celkem 27 ks ryb, z toho 12 ks ryb dravých a 15 ks ryb nedravých.

U žádného vzorku nedošlo k překročení platného hygienického limitu pro obsah rtuti. Nejvyšší naměřená hodnota byla 0,161 mg/kg svaloviny u směsného vzorku štiky obecné. Nejnižší naměřený údaj činil 0,04 mg/kg svaloviny a byl zjištěn u individuálního vzorku cejna velkého.

Z naměřených údajů vyplývá, že lokalita Jesenice je relativně málo zatížená rtutí a je srovnatelná s řekou Cidlina, kde Kružíková a kol. (2008) prováděla šetření na obsah rtuti ve svalové tkáni jelce tlouště. Hodnoty obsahu rtuti jí naměřené byly v průměru 0,07 mg/kg svaloviny.

Na lokalitě Jesenice byly zjištěny zvýšené hodnoty obsahu olova ve svalovině ryb. K překročení platného hygienického limitu (0,3 mg/kg svaloviny) zde nedošlo, ale nejvyšší hodnota činila 0,28 mg/kg svaloviny. Tato hodnota byla zjištěna u individuálního vzorku svaloviny cejna. Další dva individuální vzorky svaloviny cejna vykazovaly hodnoty vyšší než 0,1 mg/kg svaloviny. Nejnižší kontaminace svaloviny byla prokázána u štiky a candáta, kde byly hodnoty pod mezí detekce ($< 0,02$).

Hodnoty obsahu kadmia ve svalovině se pohybovaly ve všech vzorcích z lokality Jesenice pod mezí detekce analytických metod, což znamená, že byly nižší než 0,002 mg/kg svaloviny.

U žádného ze stanovovaných vzorků nebylo zjištěno překročení hygienického limitu pro obsah PCB. Nejvyšší naměřená hodnota byla 0,00516 mg/kg svaloviny u směsného vzorku cejna. V porovnání s výsledky šetření provedeném Šírokou a kol. (2005) na čtyřech lokalitách řeky Labe (Děčín, Zelčín, Obříství, Němčice) lze posoudit lokalitu Jesenice jako méně kontaminovanou PCB. Průměrné hodnoty naměřené Šírokou a kol. (2005) na lokalitách Labe se pohybovaly od 0,11 mg/kg svaloviny (Labe – Děčín, Němčice) do 0,16 mg/kg svaloviny (Labe – Obříství).

V lokalitě Jesenice nebyl překročen hygienický limit pro obsah DDT (suma DDE, DDD a DDT). Nejvyšší naměřená hodnota činila 0,00615 mg/kg svaloviny a byla zjištěna u směsného vzorku svaloviny cejna.

Obsah dioxinů a DL - PCB ve svalovině ryb byl zjišťován pouze u referenčního druhu cejna velkého a u candáta obecného. U žádného ze vzorků nedošlo k překročení platného hygienického limitu. Naměřená hodnota dioxinů u směsného vzorku cejna velkého byla 0,322 pg/g svaloviny, u candáta 0,235 pg/g svaloviny. Hodnota DL - PCB ve svalovině cejna byla 0,963 pg/g svaloviny, u candáta 0,443 pg/g svaloviny.

Hodnoty HCH u všech vzorků z lokality byly pod úrovní detekce analytických metod, což znamená, že se pohybovaly pod úrovní 0,00002 mg/kg svaloviny pro α - HCH, 0,0004 mg/kg svaloviny pro β - HCH a 0,00003 mg/kg svaloviny pro γ - HCH.

Hodnoty HCB u všech vzorků na lokalitě Jesenice byly pod mezí detekce analytických metod, tedy nižší než 0,00002 mg/kg svaloviny.

4.2.4 Lokalita Vltava 28

V roce 2009 bylo na obsah celkové rtuti, olova, kadmia, PCB, DDT, HCH, HCB a dioxinů ve svalovině analyzováno celkem 28 ks ryb, z toho 13 ks ryb dravých a 15 ks ryb nedravých. Tato lokalita jako jediná z monitorovaných je pstruhovým revírem, proto se zde nenachází referenční druh cejn velký. Přestože nelze získaná data použít pro srovnání s ostatními revíry, mají naměřené hodnoty určitou vypovídací hodnotu o kvalitě prostředí, ve kterém se odlovení jedinci pohybují. Pro potřeby monitoringu byly na této lokalitě zvoleny následující indikátorové druhy ryb: Pstruh obecný, pstruh duhový, jelec tloušť, jelec proudník, okoun říční a plotice obecná. U pstruha obecného byly pro účely zjištění obsahu Hg, Cd, Pb ve svalovině odebrány individuální vzorky u ostatních druhů ryb a pro stanovení obsahu dalších polutantů byly odebrány vzorky směsné vždy pro daný druh.

Hygienický limit pro obsah rtuti nebyl překročen u žádného ze vzorků. Nejvyšší naměřená hodnota byla 0,421 mg/kg svaloviny, naměřená ve vzorku jelce proudníka. Ve vzorcích svaloviny pstruha obecného byl obsah rtuti v průměru 0,182 mg/kg. V tomto ohledu lze považovat lokalitu za relativně málo zatíženou rtutí. Pro porovnání lze použít hodnoty naměřené Svobodovou a kol. (2004) na řece Tichá Orlice a jejím přítoku, Kralickém potoce. Kralický potok je přítokem, jež významně kontaminuje řeku Tichá Orlice převážně rtutí a dalšími kovy. Ve svalovině pstruhů odlovených v Kralickém potoce byl průměrný obsah rtuti 0,37 mg/kg svaloviny, zmíněná lokalita je tedy v porovnání s lokalitou Vltava 28 více zatížená. Vyšší obsah rtuti ve svalovině pstruhů, a to v průměru 0,41 mg/kg svaloviny, byl zjištěn i na lokalitě Lichkov (7 km po proudu od soutoku Tiché Orlice s Kralickým potokem). Naopak nižší obsah byl zjištěn ve svalovině pstruhů na lokalitě Červená Voda (3 km proti proudu od soutoku Tiché

Orlice s Kralickým potokem), průměrná hodnota obsahu rtuti zde byla 0,017 mg/kg svaloviny. V porovnání s lokalitou Červená Voda byl průměrný obsah rtuti ve svalovině pstruha obecného na lokalitě Vltava 28 desetinásobný.

Obsah olova byl ve většině vzorků pod mezí detekce. Naměřena byla pouze hodnota 0,03mg/kg svaloviny u směsného vzorku okouna a 0,02 mg/kg svaloviny u dvou individuálních vzorků pstruha obecného.

Hodnoty obsahu kadmia ve svalovině se ve většině vzorků z lokality pohybovaly pod mezí detekce analytických metod, což znamená, že byly nižší než 0,002 mg/kg svaloviny. Jediná měřitelná hodnota byla zaznamenána u okouna, a to právě 0,002 mg/kg svaloviny.

U žádného ze stanovovaných vzorků nebylo zjištěno překročení hygienického limitu pro obsah PCB. Nejvyšší naměřená hodnota byla 0,01423 mg/kg svaloviny u směsného vzorku pstruha obecného.

V lokalitě Vltava 28 nebyl překročen hygienický limit pro obsah DDT (suma DDE, DDD a DDT). Nejvyšší naměřená hodnota činila 0,00457 mg/kg svaloviny a byla zjištěna u směsného vzorku svaloviny jelce tloušťě. Obdobné hodnoty byly naměřeny také u vzorku pstruha obecného – 0,00425 mg/kg svaloviny).

Obsah dioxinů a DL - PCB ve svalovině ryb byl zjišťován pouze u pstruha obecného a pstruha duhového. U žádného ze vzorků nedošlo k překročení platného hygienického limitu. Naměřená hodnota dioxinů u směsného vzorku pstruha obecného byla 0,273 pg/g svaloviny, u pstruha duhového 0,244 pg/g svaloviny. Hodnota DL - PCB ve svalovině pstruha obecného byla 1,15 pg/g svaloviny, u pstruha duhového 0,844 pg/g svaloviny.

Hodnoty HCH u všech vzorků z lokality byly pod úrovní detekce analytických metod, což znamená, že se pohybovaly pod úrovní 0,00002 mg/kg svaloviny pro α - HCH, 0,0004 mg/kg svaloviny pro β - HCH a 0,00003 mg/kg svaloviny pro γ - HCH.

Hodnoty HCB u všech vzorků na lokalitě Vltava 28 byly pod mezí detekce analytických metod, tedy nižší než 0,00002 mg/kg svaloviny.

4.3 Porovnání kontaminace sledovaných lokalit

Z hlediska zatížení svaloviny odlovených ryb rtutí je možno jako nejvíce kontaminovanou označit lokalitu Kořensko. Na lokalitě Kořensko došlo nejen k překročení hygienického limitu u dvou individuálních vzorků cejna (0,536 a 0,527 mg Hg/kg svaloviny), ale i průměrné hodnoty obsahu rtuti ve svalovině ryb zde odlovených jsou poměrně vysoké (0,479 mg Hg/kg svaloviny u směsného vzorku štiky). Byl zjištěn statisticky významný ($p < 0,01$) rozdíl oproti lokalitám Rozkoš a Jesenice. Nejnižší úroveň kontaminace potravního řetězce byla zjištěna na lokalitě Jesenice, nejvyšší zde naměřená hodnota činila 0,161 mg Hg/kg u směsného vzorku štiky. Při porovnání s lokalitou Kořensko byl zjištěn statisticky významný rozdíl ($p < 0,01$). Mezi lokalitami Jesenice a Rozkoš nebyl statisticky významný rozdíl zjištěn ($p > 0,05$). Grafické znázornění této situace přináší graf č. 1 (chybové úsečky udávají směrodatnou odchylku).

Olovem nejvíce zatíženou lokalitou je dle výsledků rozborů rybářský revír Jesenice. Nejvyšší zde naměřená hodnota činila 0,28 mg/kg svaloviny, což už se blíží hranici hygienického limitu. Většina vzorků svaloviny z této lokality vykazovala měřitelné hodnoty obsahu olova. Detekovatelné množství olova se objevilo také ve vzorcích z lokality Rozkoš, ale zde se jednalo o řádově nižší hodnoty (0,02 – 0,05 mg/kg svaloviny). Jako nejméně zatížená olovem byla vyhodnocena lokalita Kořensko, kde hodnoty u všech vzorků byly pod mezí detekce. Grafické znázornění této situace přináší graf č. 1. Při statistickém porovnání zatížení lokalit olovem nebyl zjištěn u žádné dvojice statisticky významný rozdíl ($p > 0,05$).

Zatížení potravního řetězce kadmíem se ve všech lokalitách ukázalo jako velmi nízké. Hodnoty většiny vzorků ve všech lokalitách byly pod mezí detekce analytických metod ($< 0,002$ mg /kg svaloviny).

Nejvyšší znečištění PCB z porovnávaných lokalit bylo zjištěno na rybářském revíru Rozkoš. Nejvyšší hodnota naměřená zde ve směsném vzorku svaloviny bolena činila 0,00701 mg PCB/kg svaloviny. Naproti tomu nejméně zatíženým

revírem z hlediska kontaminace PCB je lokalita Jesenice, kde nejvyšší naměřená hodnota činila 0,00516 mg PCB/kg svaloviny ve vzorku cejna.

Znečištění sledovaných lokalit DDT, jehož rezidua jsou u nás zjišťována i po 30 letech od zákazu jeho používání, je možno hodnotit jako nízké. Ze srovnání lokalit vychází nejhůře lokalita Rozkoš, kde byly naměřeny nejvyšší hodnoty (0,02028 mg DDT/kg svaloviny u směšného vzorku cejna). Nejmenší kontaminaci DDT vykazuje lokalita Kořensko, kde nejvyšší hodnota činila 0,00383 mg DDT/kg svaloviny u vzorku cejna.

Relativně nízké hodnoty dioxinů a DL - PCB (v porovnání s hygienickým limitem) byly zjištěny ve všech lokalitách. Nejvyšší hodnoty byly naměřeny v lokalitě Rozkoš (dioxiny ve vzorku cejna 0,526 pg/g svaloviny, DL - PCB ve vzorku cejna 1,65 pg/g svaloviny).

Hodnoty HCH a HCB byly velice nízké, ve většině vzorků pod mezí detekce. Míra zatížení těmito polutanty je ve všech lokalitách nízká a nepředstavuje pro konzumenty riziko.

5 Závěr

V průběhu monitoringu bylo na uvedených čtyřech lokalitách odloveno 108 ks ryb různých druhů s různými životními a potravními nároky. Z tohoto počtu jedinců pouze dva individuální vzorky překročily hygienický limit pro obsah polutantů ve svalovině ryb. U obou vzorků se jednalo o překročení hygienického limitu pro obsah rtuti. Z výsledků šetření vyplývá, že právě rtuť je nejvýznamnějším kontaminantem (ze spektra sledovaných) v monitorovaných lokalitách. V případě olova lze za zajímavé považovat zvýšené koncentrace tohoto kovu v rybách z lokality Jesenice. Koncentrace zjištěné u cejna velkého se u ryb odlovených v lokalitách ČR prakticky neobjevují. Je tedy pravděpodobné, že poblíž této konkrétní lokality se nachází nějaký zdroj znečištění vodního prostředí olovem. Hodnoty obsahu Cd a sledovaných organických polutantů byly ve všech lokalitách poměrně nízké a monitorované revíry je možno v tomto směru považovat za nezatížené. Nejvyšší koncentrace organických polutantů byly nalezeny v rybách z lokality Rozkoš a v případě PCB překvapivě také ve většině vzorků z lokality Vltava 28, která však s ostatními nebyla porovnávána z důvodu nepřítomnosti referenčního druhu – cejna velkého. Hodnoty obsahu PCB u všech vzorků zde naměřené byly jednoznačně nejvyšší ze všech lokalit (0,01423 mg PCB/kg svaloviny u vzorku pstruha obecného).

Závěrem lze konstatovat, že lokality Kořensko, Rozkoš, Jesenice a Vltava 28 je možno považovat za poměrně málo zatížené sledovanými cizorodými látkami a ryby zde odlovené mohou být bez obav konzumovány. Určitá zdravotní rizika mohou hrozit z vysoké konzumace starších jedinců především dravých druhů ryb.

Na závěr svojí práce bych rád poděkoval panu Ing. Tomáši Randákovi, Ph.D., vedoucímu laboratoře environmentální chemie a biochemie na Výzkumném ústavu rybářském a hydrobiologickém Fakultě rybářství a ochrany vod Jihočeské univerzity, který tuto práci vedl a pomáhal mi řešit vyvstalé problémy. Dále také děkuji Ing. Josefu Velískovi, Ph.D., pod jehož vedením jsem se účastnil odběru vzorků z odlovených ryb, a stejně tak celému kolektivu zaměstnanců VÚRH, kteří se na projektu podíleli. Dále patří poděkování také Ministerstvu zemědělství České republiky, bez jehož finanční podpory by nebylo možné monitoring cizorodých látek kontaminujících ryby ve volných vodách provádět.

6 Seznam literatury

Abel, P. D. (1996): *Water Pollution Biology*. Ellis Horwood Ltd, Chichester. Pp. 231.

Amoo, I. A.; Adebayo, O. T.; Lateef, A. J. (2005): Evaluation of heavy metals in fishes, water and sediments of Lake Kainji, Nigeria. *Journal of Food, Agriculture & Environment* Vol. 3 (1), s. 209-212.

Beyer, W. N. (1996): Accumulation of chlorinated benzenes in earthworms. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 57, s. 729–736.

de Conto Cinier, Ch., Petit-Ramela, M., Faurea, R., Garin, D., Bouvet, Y. (1999): Kinetics of cadmium accumulation and elimination in carp *Cyprinus carpio* tissues. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C: Pharmacology, Toxicology and Endocrinology*, Volume 122, Issue 3, s. 345-352.

Enviwiki [online], ITAI-ITAI [cit. 25. ledna 2010]. Dostupné na WWW: <http://www.enviwiki.cz/wiki/ITAI-ITAI>.

Havelková, M., Svobodová, Z., Kolářová, J., Krajt, J., Némethová, D., Jarkovský, J., Pospíšil, R. (2008): Organic Pollutant Contamination of the River Tichá Orlice as Assessed by Biochemical Markers. *Acta Veterinaria Brno* 2008, 77, s. 133–141.

Houserová, P., Kuban, V., Spurný, P., Habarta, P. (2006): Determination of Total Mercury and Mercury Species in Fish and Aquatic Ecosystem of Moravian Rivers. *Veterinarni Medicina*, 51, 2006 (3), s. 101–110.

Chakraborty, T., Gireesh Babu, P., Alam, A., Chaudhari, A. (2008): GFP expressing bacterial biosensor to measure lead contamination in aquatic environment. *Current science*, vol. 94, no. 6, str. 800 – 805.

Kannan, K., Smith, R. G., Lee, R. F., Windom, H. L., Heitmuller, P. T., Macauley, J. M., Summers, J. K. (1998): Distribution of total mercury and methylmercury in water, sediment and fish from South Florida estuaries. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 34, s. 109–118.

Kočan, A., Ursínyová, M., Reichrtová, E., Magulová, K., Petřík, J., Hladíková, V., Uhrinová, H., Randová, L., Chovancová, J., Rosival, L., Drobná, B. (1993): Výskyt vybraných toxických a karcinogénnych organických a anorganických látok vo vonkajšom ovzduší vybraných lokalít Slovenskej republiky (Správa), SHMÚ, Bratislava, s. 8-20.

Kružíková, K., Svobodová, Z., Valentová, O., Randák, T., Velíšek, J. (2008): Mercury and methylmercury in muscle tissue of chub from the Elbe River main tributaries. *Czech J. Food Sci.*, 26, s. 65–70.

Kumar, A.; Mathur, R. P. (1991): Bioaccumulation kinetics and organ distribution of lead in a fresh water teleost, *colisa fasciatus*. *Environmental Technology*, Vol. 12, Issue 8, s. 731 – 735.

Mason, R. P., Laporte, J.-M., Andres, S. (2000): Factors Controlling the Bioaccumulation of Mercury, Methylmercury, Arsenic, Selenium, and Cadmium by Freshwater Invertebrates and Fish. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 38 (3), s. 283-97.

Mwashote, B. M.(2003): Levels of Cadmium and Lead in Water, Sediments and Selected Fish Species in Mombasa, Kenya. *Western Indian Ocean Marine Science Association*, Vol. 2, No. 1, s. 25–34.

Smith, A. G. (1991): Chlorinated hydrocarbon insecticides. In: Hayes, W. J. & Laws, E. R. (ed.): Handbook of pesticide toxicology. San Diego, CA, Academic Press, s. 731–791.

Svobodová, Z.: Toxikologie vodních živočichů. Státní zemědělské nakladatelství, 1987.

Svobodová, Z., Žlábek, V., Čelechovská, O., Randák, T., Máchová, J., Kolářová, J. (2002): Content of metals in tissues of marketable common carp and in bottom sediments of selected ponds of South and West Bohemia. Czech Journal of Animal Science, 47, s. 339–350.

Svobodová, Z., Čelechovská, O., Kolářová, J., Randák, T., Žlábek, V. (2004): Assessment of metal contamination in the upper reaches of the Tichá Orlice River. Czech Journal of Animal Science, 49, 2004 (10), s. 458–464.

Široká, Z., Krijt, J., Randák, T., Svobodová, Z., Pešková, G., Fuksa, J., Hajšlová, J., Jarkovský, J., Jánková, M. (2005): Organic Pollutant Contamination of the River Elbe as Assessed by Biochemical Markers. Acta Veterinaria Brno, 74, s. 293 – 303.

Vučka, V. a kol. (1984): Havarijní stavy v čistotě vod. SZN, Praha.

WHO (1979): DDT and its derivatives. Geneva, World Health Organization (Environmental Health Criteria, No. 9).

WHO (2003): Health risks of persistent organic pollutants from long range transboundary air pollution, Geneva, World Health Organization.

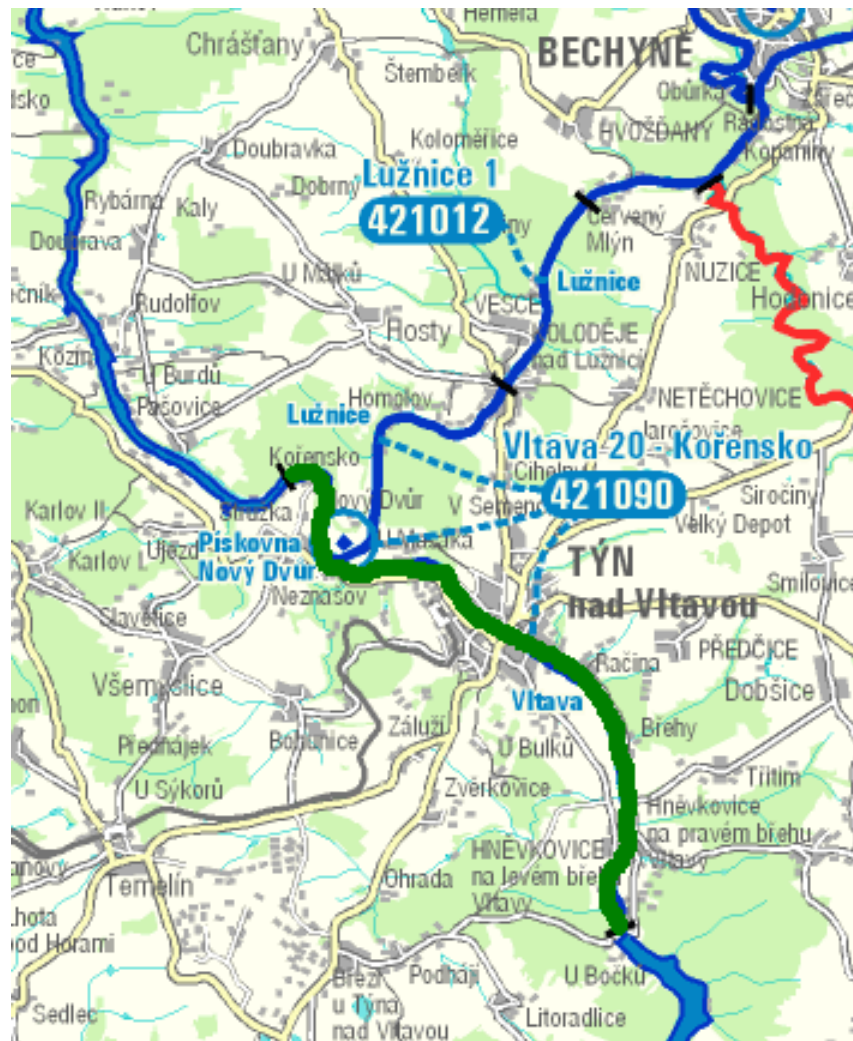
Wikipedie – otevřená encyklopedie [online], Dioxiny [cit. 12. února 2010].
Dostupné na WWW: <http://cs.wikipedia.org/wiki/Dioxiny>.

Žlábek, V., Randák, T., Svobodová, Z., Valentová, O., Čelechovská, O.,
Máchová, J., Kolářová, J., Hajšlová, J., Dušek, L. (2006): Hygienická kvalita ryb
z rybníků ČR. Bulletin VÚRH Vodňany 42 (3), 2006.

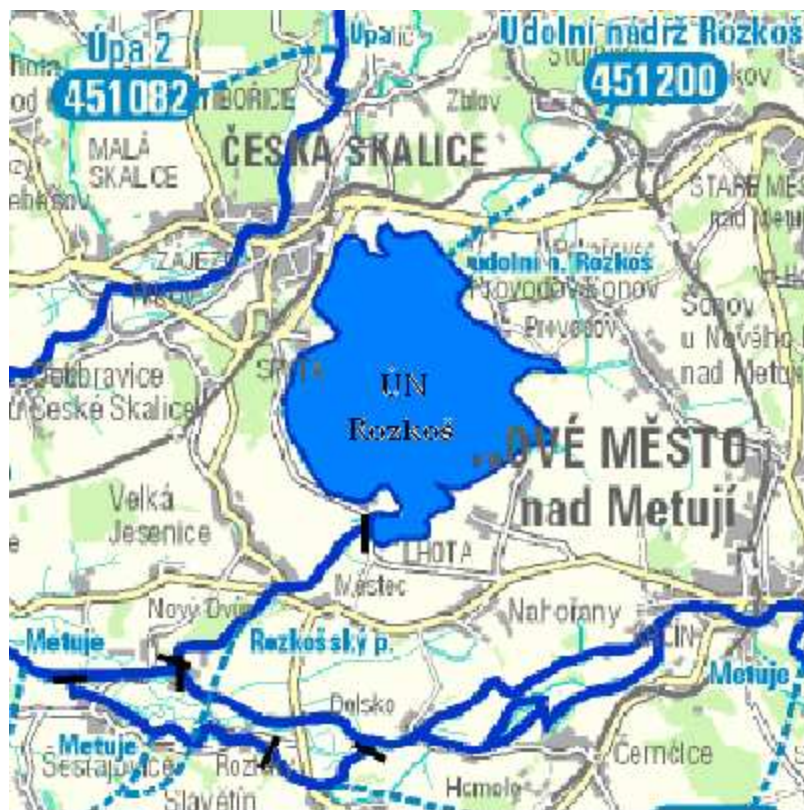
Žlábek, V., Svobodová, Z., Randák, T., Valentová, O. (2005): Mercury content
in the muscle of fish from the Elbe River and its tributaries. Czech Journal of
Animal Science, 50, s. 528–534.

Příloha

Obrázek č. 1: Lokalita Kořensko



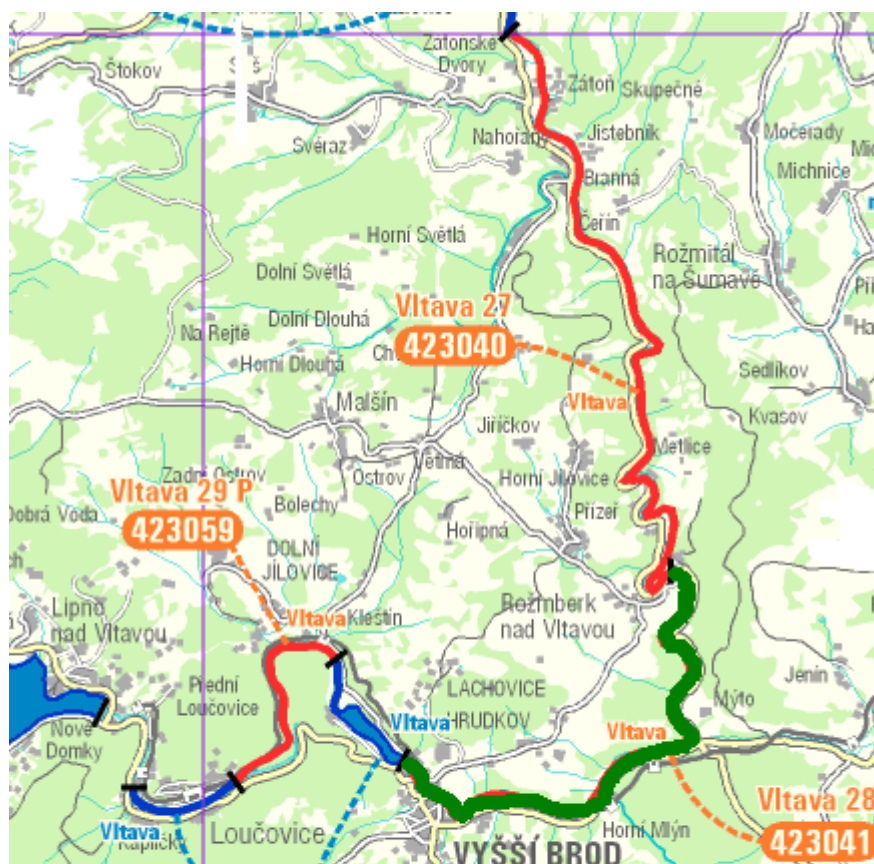
Obrázek č. 2: Lokalita Rozkoš



Obrázek č 3: Lokalita Jesenice



Obrázek č. 4: Lokalita Vltava 28 (P)



Tabulka 1: hygienické limity obsahu polutantů v potravinách

Polutant	HYGIENICKÉ LIMITY			
	Svalovina ryb	úhoř	jednotky	zdroj
Hg	0,5	1,0 (+ štika)	mg.kg ⁻¹	ES č. 1881/2006
Pb	0,3	-	mg.kg ⁻¹	ES č. 1881/2006
Cd	0,05	0,1	mg.kg ⁻¹	ES č. 1881/2006
Σ PCB	2,0 (jedlý podíl)	-	mg.kg ⁻¹	Vyhláška č. 305/2004 Sb.
Σ DDT*	0,5	-	mg.kg ⁻¹	Vyhláška č. 68/2005 Sb.
γ-HCH*	0,05	-	mg.kg ⁻¹	Vyhláška č. 68/2005 Sb.
Σ α+β HCH*	0,02	-	mg.kg ⁻¹	Vyhláška č. 68/2005 Sb.
HCB*	0.05	-	ma.ka ⁻¹	Vvhláška č. 68/2005 Sb.

Pozn. pro ryby s obsahem tuku vyšším než 10 % je maximální limit vyjádřen v mg/kg tuku.

Tabulka 2: Údaje o chycených rybách na lokalitě Kořensko (rybářský revír: 421 090 Vltava 20, ÚN Kořensko)

Druh ryby	Věk	Hmotnost	CD	DT
	(roky)	(g)	(mm)	(mm)
cejn velký	5	565	390	305
cejn velký	5	450	360	295
cejn velký	5	465	370	290
cejn velký	6	615	415	310
cejn velký	4	445	340	265
kapr obecný	4	1725	460	390
kapr obecný	3	1500	450	380
kapr obecný	3	1230	420	340
kapr obecný	4	1940	470	400
plotice obecná	6	445	310	260
plotice obecná	5	305	295	245
plotice obecná	4	205	265	215
plotice obecná	4	195	255	210
plotice obecná	4	230	270	220
candát obecný	3	830	465	400
candát obecný	4	1080	500	430
okoun říční	5	220	255	220
okoun říční	3	90	195	170
okoun říční	4	210	250	215
okoun říční	4	120	215	190
okoun říční	4	145	225	195
štika obecná	3	840	520	450
štika obecná	5	2580	680	600
štika obecná	4	1320	590	520

Tabulka 3: Údaje o chycených rybách na lokalitě Rozkoš (rybářský revír: 451 200, ÚN Rozkoš)

Druh ryby	Věk (roky)	Hmotnost (g)	CD (mm)	DT (mm)
cejn velký	5	750	440	360
cejn velký	6	840	440	355
cejn velký	5	750	420	345
cejn velký	4	630	430	345
cejn velký	5	700	420	335
kapr obecný	4	2170	565	465
kapr obecný	4	1910	520	435
kapr obecný	4	1535	460	380
kapr obecný	3	1250	440	370
kapr obecný	3	1300	450	380
plotice obecná	6	480	230	275
plotice obecná	6	480	340	280
plotice obecná	4	245	280	235
plotice obecná	3	130	230	190
plotice obecná	4	350	300	255
candát obecný	5	2275	600	545
candát obecný	5	1730	590	535
candát obecný	4	1325	560	485
candát obecný	4	1465	560	485
candát obecný	4	1115	550	480
okoun říční	7	730	365	325
okoun říční	6	505	340	305
okoun říční	5	460	320	280
okoun říční	5	480	310	290
bolen dravý	7	2990	710	600
bolen dravý	6	2430	700	585
bolen dravý	5	1440	550	455
bolen dravý	5	1420	545	455
bolen dravý	5	1235	540	455

Tabulka 4: Údaje o chycených rybách na lokalitě Jesenice (rybářský revír: 431 200 Odrava 1, ÚN Jesenice)

Druh ryby	Věk (roky)	Hmotnost (g)	CD (mm)	DT (mm)
cejn velký	4	550	300	240
cejn velký	4	550	300	240
cejn velký	6	750	410	350
cejn velký	9	1050	520	410
cejn velký	8	980	470	380
kapr obecný	4	1600	460	410
kapr obecný	4	1750	470	420
kapr obecný	4	1550	460	410
kapr obecný	4	1700	470	420
kapr obecný	3	1000	410	360
plotice obecná	5	420	320	270
plotice obecná	5	280	290	240
plotice obecná	4	250	290	240
plotice obecná	6	430	320	270
plotice obecná	6	440	320	270
candát obecný	3	950	470	420
candát obecný	4	1040	500	440
candát obecný	3	800	450	390
candát obecný	3	900	480	420
okoun říční	5	275	295	260
okoun říční	5	340	280	250
okoun říční	5	255	305	275
okoun říční	4	365	235	215
okoun říční	5	155	275	245
štika obecná	4	1770	650	590
štika obecná	5	2200	660	590
štika obecná	4	2050	640	580

Tabulka 5: Údaje o chycených rybách na lokalitě Vltava 28 (P) – Vyšší Brod (rybářský revír: 423 041 - VLTAVA 28 P)

Druh ryby	Věk (roky)	Hmotnost (g)	CD (mm)	DT (mm)
pstruh obecný	5	320	295	240
pstruh obecný	4	230	265	220
pstruh obecný	5	255	275	240
pstruh obecný	4	190	250	210
pstruh obecný	4	210	250	210
pstruh duhový	3	440	325	270
pstruh duhový	3	405	335	275
pstruh duhový	2	225	280	220
plotice obecná	3	140	230	180
plotice obecná	3	110	215	170
plotice obecná	3	100	200	160
plotice obecná	5	235	255	205
plotice obecná	3	95	200	155
jelec tloušť	6	985	450	370
jelec tloušť	4	225	265	220
jelec tloušť	5	505	350	280
jelec tloušť	3	195	250	200
jelec tloušť	4	300	290	230
jelec proudník	4	170	250	200
jelec proudník	4	190	255	210
jelec proudník	4	180	250	200
jelec proudník	5	215	260	210
jelec proudník	4	195	255	200
okoun říční	3	160	230	190
okoun říční	2	65	170	140
okoun říční	2	65	175	145
okoun říční	2	65	180	150
okoun říční	2	65	170	140

Tabulka 6: Kořensko

Druh ryby	n		Věk	Hmotnost	CDT	Hg	Pb	Cd	Σ PCB	Σ DDT	α-HCH	β-HCH	γ-HCH	HCB
			(roky)	(g)	(mm)	(mg.kg ⁻¹ svaloviny)								
cejn velký	5	průměr	5,0	508,0	375,0	0,447	<0,02	<0,002	0,00555	0,00383	<0,00002	<0,00004	<0,00003	<0,00002
		SD	0,6	69,1	25,7	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-
kapr obecný	4	průměr	3,5	1598,8	450,0	0,096	<0,02	<0,002	0,00072	0,00069	<0,00002	<0,00004	<0,00003	<0,00002
		SD	0,5	263,7	18,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-
plotice obecná	5	průměr	4,6	276,0	279,0	0,227	<0,02	<0,002	0,00542	0,00316	<0,00002	<0,00004	<0,00003	<0,00002
		SD	0,8	92,9	20,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
candát obecný	2	průměr	3,5	955,0	482,5	0,290	<0,02	<0,002	0,00030	0,00021	<0,00002	<0,00004	<0,00003	<0,00002
		SD	0,5	125,0	17,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
okoun říční	5	průměr	4,0	157,0	228,0	0,274	<0,02	<0,002	<0,00005	0,00009	<0,00002	<0,00004	<0,00003	<0,00002
		SD	0,6	50,6	22,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
štika obecná	3	průměr	4,0	1580,0	596,7	0,479	<0,02	<0,002	<0,00005	<0,00005	<0,00002	<0,00004	<0,00003	<0,00002
		SD	0,8	733,8	65,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-

n Počet odlovených ryb

SD.....Směrodatná odchylka

CDT ...Celková délka těla

Tabulka č. 7: Rozkoš

Druh ryby	n		Věk	Hmotnost	CDT	Hg	Pb	Cd	Σ PCB	Σ DDT	α-HCH	β-HCH	γ-HCH	HCB
			(roky)	(g)	(mm)	(mg.kg ⁻¹ svaloviny)								
cejn velký	5	průměr	5,0	734,0	430,0	0,141	0,03 8	<0,002	0,00590	0,02028	<0,00002	<0,00004	<0,00003	<0,00002
		SD	0,6	68,9	8,9	0,053	0,01 1	-	-	-	-	-	-	-
kapr obecný	5	průměr	3,6	1633,0	487,0	0,021	0,02	<0,002	0,00042	0,00050	<0,00002	<0,00004	<0,00003	<0,00002
		SD	0,5	355,6	47,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-
plotice obecná	5	průměr	4,6	337,0	276,0	0,058	0,02	<0,002	0,00099	0,00455	<0,00002	<0,00004	<0,00003	<0,00002
		SD	1,2	135,9	42,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
candát obecný	5	průměr	4,4	1582,0	572,0	0,245	0,02	<0,002	<0,00005	<0,00005	<0,00002	<0,00004	<0,00003	<0,00002
		SD	0,5	400,0	19,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-
okoun říční	4	průměr	5,8	543,8	333,8	0,278	0,03	<0,002	0,00355	0,01237	<0,00002	<0,00004	<0,00003	<0,00002
		SD	0,8	108,7	21,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
bolen dravý	5	průměr	5,6	1903,0	609,0	0,360	0,02	<0,002	0,00701	0,03691	<0,00002	<0,00004	<0,00003	0,00002
		SD	0,8	686,0	78,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-

n Počet odlovených ryb

SD.....Směrodatná odchylka

CDT ...Celková délka těla

Tabulka 8: Jesenice

Druh ryby	n		Věk	Hmotnost	CDT	Hg	Pb	Cd	Σ PCB	Σ DDT	α-HCH	β-HCH	γ-HCH	HCB
			(roky)	(g)	(mm)	(mg.kg ⁻¹ svaloviny)								
cejn velký	5	průměr	6,2	776,0	400,0	0,061	0,112	<0,002	0,00516	0,00615	<0,00002	<0,00004	<0,00003	<0,00002
		SD	2,0	209,0	88,8	0,03	0,09	-	-	-	-	-	-	-
kapr obecný	5	průměr	3,8	1520,0	454,0	0,043	nestanoven o	<0,002	0,00159	0,00274	<0,00002	<0,00004	<0,00003	<0,00002
		SD	0,4	269,4	22,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-
plotice obecná	5	průměr	5,2	364,0	308,0	0,075	0,05	<0,002	0,00088	0,00036	<0,00002	<0,00004	<0,00003	<0,00002
		SD	0,7	81,6	14,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-
candát obecný	4	průměr	3,25	922,5	475,0	0,100	<0,02	<0,002	0,00084	0,00018	<0,00002	<0,00004	<0,00003	<0,00002
		SD	0,4	86,7	18,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
okoun říční	5	průměr	4,8	278,0	278,0	0,082	0,02	<0,002	0,00074	0,00018	<0,00002	<0,00004	<0,00003	<0,00002
		SD	0,4	73,6	24,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
štika obecná	3	průměr	4,3	2006,7	650,0	0,161	<0,02	<0,002	0,00017	0,00009	<0,00002	<0,00004	<0,00003	<0,00002
		SD	0,5	178,2	8,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-

n Počet odlovených ryb

SD.....Směrodatná odchylka

CDT ...Celková délka těla

Tabulka 9: Vltava 28

Druh ryby	n		Věk	Hmotnost	CDT	Hg	Pb	Cd	Σ PCB	Σ DDT	α-HCH	β-HCH	γ-HCH	HCB
			(roky)	(g)	(mm)	(mg.kg ⁻¹ svaloviny)								
pstruh obecný	5	průměr	4,4	241,0	267,0	0,182	<0,02	<0,002	0,01423	0,00425	<0,00002	<0,00004	<0,00003	<0,00002
		SD	0,5	45,0	16,9	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-
pstruh duhový *	3	průměr	2,7	356,7	313,3	0,091	<0,02	<0,002	0,00691	0,00074	<0,00002	<0,00004	<0,00003	<0,00002
		SD	0,5	94,2	23,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-
plotice obecná*	5	průměr	3,4	136,0	220,0	0,171	<0,02	<0,002	0,01171	0,00319	<0,00002	<0,00004	<0,00003	<0,00002
		SD	0,8	51,9	20,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-
jelec tloušť *	5	průměr	4,4	442,0	321,0	0,188	<0,02	<0,002	0,01761	0,00457	<0,00002	<0,00004	<0,00003	<0,00002
		SD	1,0	292,3	73,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
jelec proudník*	5	průměr	4,2	190,0	254,0	0,421	<0,02	<0,002	0,01565	0,00393	<0,00002	<0,00004	<0,00003	<0,00002
		SD	0,4	15,2	3,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-
okoun říční*	3	průměr	2,2	84,0	185,0	0,187	0,03	0,002	0,00139	0,00012	<0,00002	<0,00004	<0,00003	<0,00002
		SD	0,4	38,0	22,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-

n Počet odlovených ryb

SD.....Směrodatná odchylka

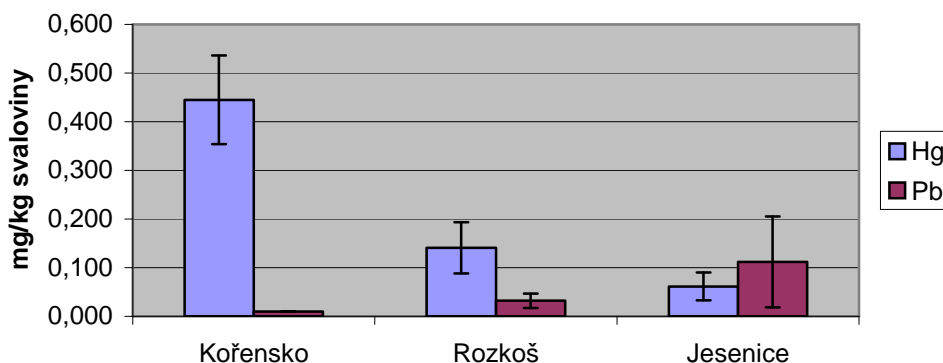
CDT ...Celková délka těla

Tabulka 10: údaje získané rozbořem individuálních vzorků svaloviny cejna velkého ve všech lokalitách

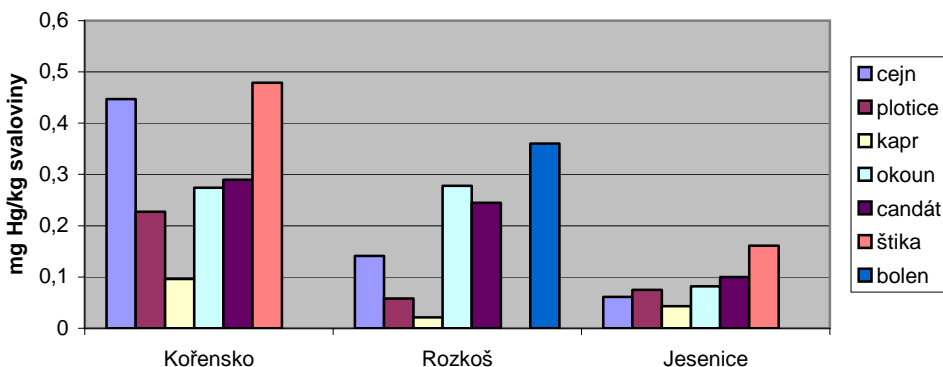
Lokalita	Druh ryby	Pohlaví	Věk (roky)	Hmotnost (g)	CD (mm)	DT (mm)	Sušina (%)	Tuk (%)	Hg, Pb, Cd (mg.kg ⁻¹ svaloviny)		
									Hg	Pb	Cd
Kořensko	cejn velký	♂	5	565	390	305	18,51	0,76	0,388	<0,02	0,004
	cejn velký	♂	5	450	360	295			0,527	<0,02	<0,002
	cejn velký	♂	5	465	370	290			0,478	<0,02	<0,002
	cejn velký	♀	6	615	415	310			0,536	<0,02	<0,002
	cejn velký	♂	4	445	340	265			0,296	<0,02	<0,002
Rozkoš	cejn velký	♂	5	750	440	360	21,96	3,1	0,154	0,02	<0,002
	cejn velký	♂	6	840	440	355			0,129	<0,02	<0,002
	cejn velký	♀	5	750	420	345			0,097	0,04	<0,002
	cejn velký	♂	4	630	430	345			0,235	0,04	<0,002
	cejn velký	♀	5	700	420	335			0,088	0,05	<0,002
Jesenice	cejn velký	♀	4	550	300	240	22,88	2,21	0,044	0,28	<0,002
	cejn velký	♂	4	550	300	240			0,040	0,12	<0,002
	cejn velký	♂	6	750	410	350			0,050	0,11	<0,002
	cejn velký	♀	9	1050	520	410			0,055	0,02	<0,002
	cejn velký	♂	8	980	470	380			0,118	0,03	0,002

* červeně uvedené hodnoty udávají překročení hygienického limitu

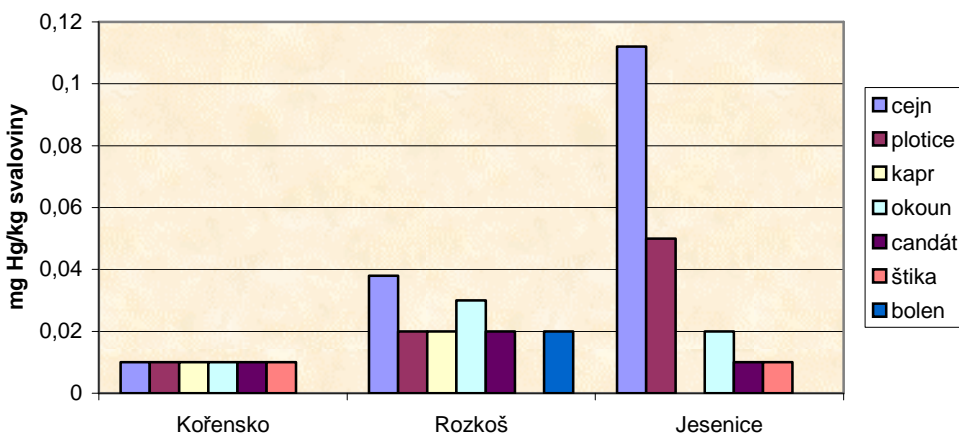
Graf 1: Porovnání obsahu rtuti a olova ve svalovině cejna velkého



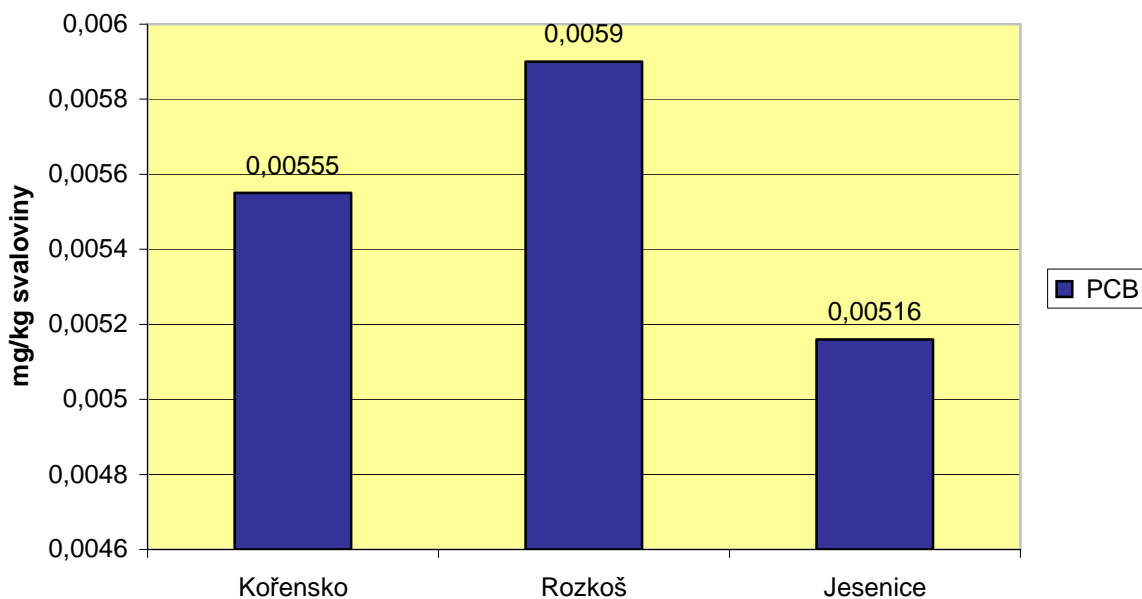
Graf 2: Porovnání obsahu rtuti ve svalovině u jednotlivých druhů z pozorovaných lokalit



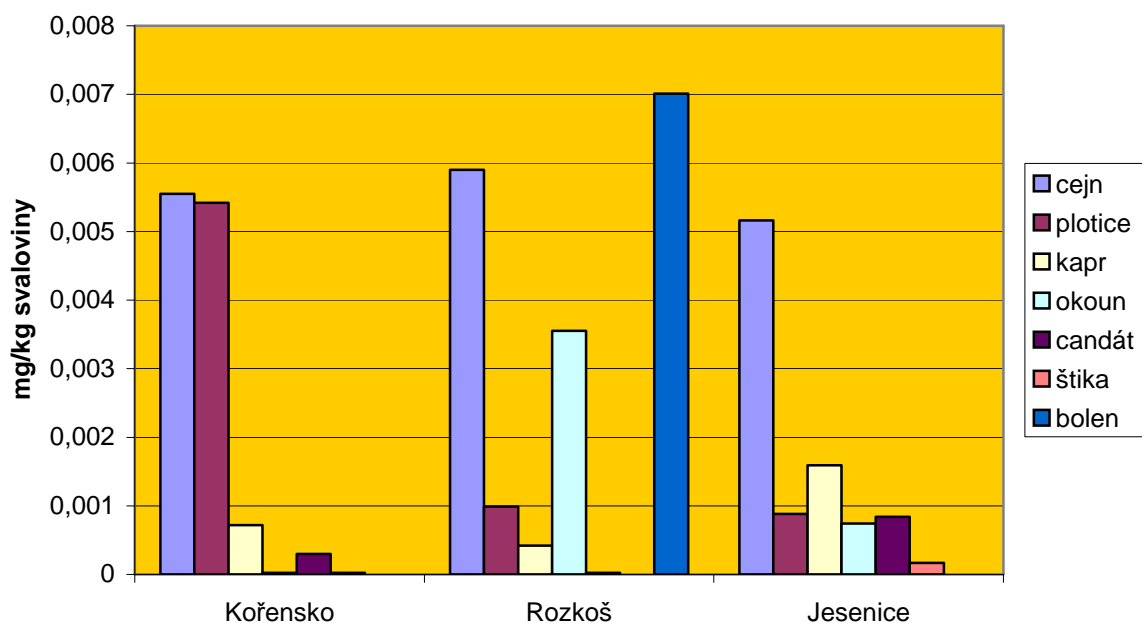
Graf 3: Porovnání obsahu olova ve svalovině u jednotlivých druhů z pozorovaných lokalit



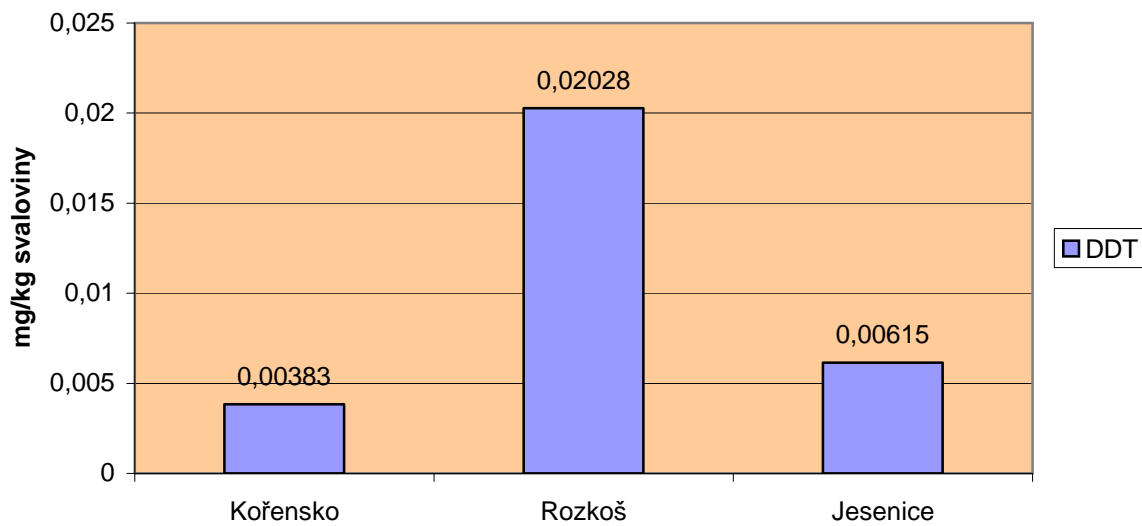
Graf 4: Porovnání obsahu PCB (suma 7 indikátorových kongenerů) ve svalovině cejna velkého ze sledovaných lokalit.



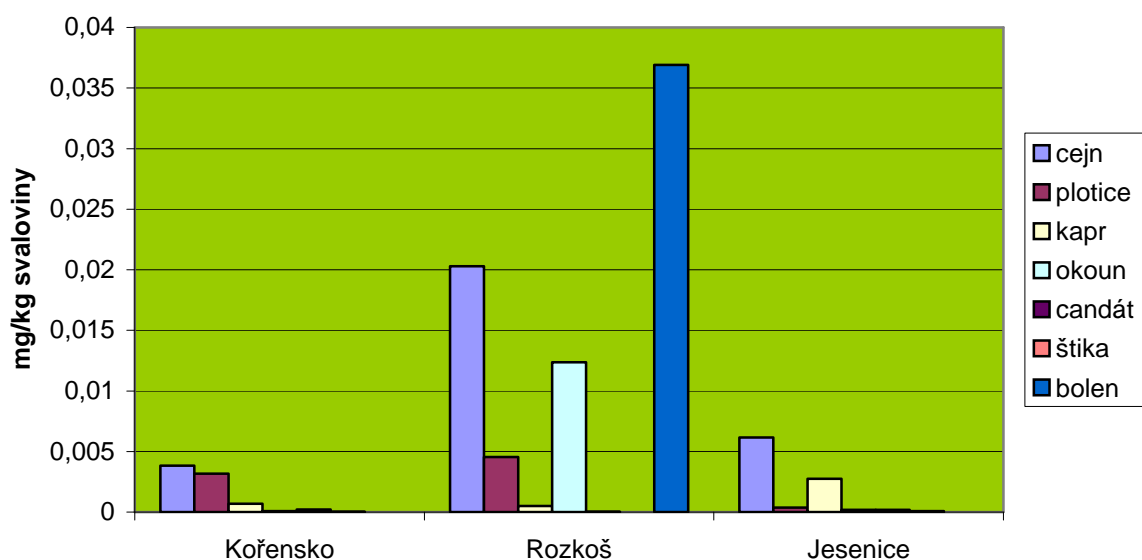
Graf 5: Porovnání obsahu PCB (suma 7 indikátorových kongenerů) u jednotlivých druhů ryb ve sledovaných lokalitách



Graf 6: Porovnání obsahu DDT (suma metabolitů DDE, DDD, DDT) ve svalovině cejna velkého ze sledovaných lokalit



Graf 7: Porovnání obsahu DDT (suma metabolitů DDE, DDD, DDT) ve svalovině jednotlivých druhů ryb ze sledovaných lokalit



Tabulka 11: Hygienické limity pro dioxiny a dioxins –like – PCB v potravinách dle nařízení Komise 1881/2006/ES.

Polutant	HYGIENICKÉ LIMITY			
	Svalovina ryb	úhoř	jednotky	zdroj
* WHO- PCDD/F-TEQ	4,0	4,0	pg.g ⁻¹	ES č. 1881/2006
** WHO- PCDD/F+PCB-TEQ	8,0	12,0	pg.g ⁻¹	ES č. 1881/2006

Pozn. PCDD dioxiny; PCDF furany

- * Dioxiny - suma polychlorovaných dibenzo-p-dioxinů (PCDD) a polychlorovaných dibenzofuranů (PCDF) vyjádřená v toxickém ekvivalentu Světové zdravotnické organizace (WHO) za použití faktorů toxické ekvivalence WHO (WHO-TEF)
- ** Suma dioxinů a PCB s dioxinovým efektem (suma PCDD, PCDF a polychlorovaných bifenylnů (PCB), vyjádřená v toxickém ekvivalentu Světové zdravotnické organizace (WHO) za použití WHO-TEF).

Tabulka 12: Obsah dioxinů a DL – PCB ve svalovině odlovených ryb

Lokalita	WHO-PCDD/F-TEQ	WHO-PCDD/F-PCB-TEQ
	pg/g svaloviny	
Kořensko	0,271	0,848
Rozkoš	0,526	1,65
Jesenice	0,322	0,963

