

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Fakulta rybářství a ochrany vod

Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

Diplomová práce

**Variabilita koncentrací rtuti v adultních a juvenilních
rybách**

Autor: Bc. Viktor Holaň

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

Konzultant: Ing. Daniel Červený

České Budějovice 2015

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Bc. Viktor HOLAN**
Osobní číslo: **V13N004P**
Studijní program: **N4103 Zootechnika**
Studijní obor: **Rybářství**
Název tématu: **Variabilita koncentrací rtuti v adultních a juvenilních rybách**
Zadávací katedra: **Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický**

Zásady pro vypracování:

Cíl práce: Cílem práce bude porovnat variabilitu koncentrací celkové rtuti ve svalovině adultních ryb 2 indikátorových druhů (cejn velký, jelec tloušť) a v homogenátech celých těl juvenilních ryb (tohoročního plůdku) několika různých druhů v rámci 2 vybraných lokalit (Labe-Neratovice, Labe-Děčín).

V rámci každé lokality bude pomocí elektrického agregátu odloveno a následně analyzováno na obsah rtuti ve svalovině minimálně 10 dospělých jedinců od každého indikátorového druhu. Dále v období srpen - září budou v každé lokalitě pomocí elektrického agregátu odloveny juvenilní ryby (tohoroční plůdek), které budou následně rozděleny do druhů. V rámci jednotlivých druhů bude vytvořeno několik směsných vzorků homogenátů celých těl juvenilních ryb. Následně budou vzorky analyzovány v LECHB FROV JU pomocí přístroje AMA-254. Následně bude pomocí vhodných statistických metod provedeno porovnání variability koncentrací rtuti mezi adultními jedinci 1 druhu a vzorky juvenilních ryb různých druhů. Pokud bude potvrzen předpoklad vyplývající z předchozí studie (provedené však na malém množství vzorků), že mezidruhová variabilita koncentrací rtuti v juvenilních rybách je podobná či nižší než vnitrodruhová variabilita koncentrací rtuti ve svalovině adultních jedinců indikátorových druhů ryb, může to významně přispět ke zjednodušení a zlevnění monitoringu kontaminace vodního prostředí.

Rozsah grafických prací: 10-15 tabulek a grafů

Rozsah pracovní zprávy: 30-40 stran

Forma zpracování diplomové práce: tištěná

Seznam odborné literatury:

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

Randák, T. a kol., 2013. Rybářství ve volných vodách. PROV JU, Vodňany, 434 s.

Randák, T., 2010: Vliv kontaminace vodního prostředí na ryby v České republice. Habilitační práce, PROV JU, Vodňany, 102 s.

Randák, T., Slavík, O., Žlábeck, V., Horký, P., 2006. Využití juvenilních ryb v rámci monitoringu kontaminace vodního prostředí cizorodými látkami. VÚV TGM Praha, 25s.

Vedoucí diplomové práce: doc. Ing. Tomáš Randák, Ph.D.
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

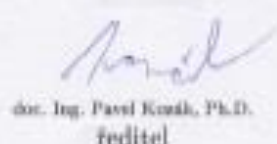
Konzultant diplomové práce: Ing. Daniel ČERVENÝ
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

Datum zadání diplomové práce: 14. února 2014

Termín odevzdání diplomové práce: 30. dubna 2015


prof. Ing. Otomar Lišáček, DrSc.
děkan

JIHOČESKÁ UNIVERZITA
ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
FAS JIHOČESKÝ ÚSTAV
VODNÍ ŽIVOTNOST
370 25 Vodňany


doc. Ing. Pavel Kouřil, Ph.D.
ředitel

V Českých Budějovicích dne 14. února 2014

Anotace

Tato práce se zabývá porovnáním variability koncentrací rtuti u adultních a juvenilních ryb pro účely zefektivnění monitoringu kontaminace vodního prostředí. V rámci práce byly sledovány lokality: Labe – Děčín a Labe - Kozly. Odlovy adultních ryb byly provedeny pomocí hlubinného elektrického agregátu, juvenilní ryby byly odloveny pomocí neseného elektrického agregátu. Porovnávány byly variability koncentrací rtuti ve svalovině v rámci jednotlivých druhů adultních ryb a mezidruhové variability koncentrací rtuti v homogenátech celých těl juvenilních ryb. Dále byly porovnávány koncentrace rtuti zjištěné u jednotlivých druhů juvenilních ryb v rámci jednotlivých lokalit. Analýzy byly provedeny pomocí absorpčního spektrofotometru AMA 254. Bylo prokázáno, že analýzy juvenilních ryb jsou vhodnou a ekonomicky výhodnější alternativou k monitoringu založenému na analýzách adultních ryb.

Abstract

The thesis compares variability of mercury concentration among adult and juvenile fish in order to streamline monitoring of water environment contamination. In terms of the thesis there were monitored two localities: Labe – Děčín and Labe – Kozly. Adult fish were caught using deep-water electrofishing equipment and juvenile fish were caught using back-pack electrofishing equipment. Two variations of mercury concentration were compared, one in muscle of particular adult fish species, second in whole bodies of juvenile fish. Mercury concentrations were also compared among particular juvenile fish species in particular localities. All analyses were performed using spectrophotometer AMA 254. It was proved that analyses of juvenile fish are suitable and more cheaper than analyses of adult fish, when it comes to monitoring.

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

.....

Bc. Viktor Holaň

V Českých Budějovicích dne 29.dubna 2015

Poděkování

Děkuji panu doc. Ing. Tomáši Randákovi, Ph.D. za velmi užitečnou a profesionální metodickou pomoc, kterou mi poskytl při zpracování mé práce.

Také bych rád poděkoval Ing. Danielu Červenému za pomoc při odlovech ryb a přípravě vzorků na analýzu.

Rovněž chci poděkovat své rodině a přítelkyni za podporu, trpělivost a pochopení, kterých bylo zapotřebí při zpracování mé diplomové práce.

Obsah

1. Úvod.....	10
2. Cíl práce a hypotéza	11
3. Literární přehled.....	12
3.1. Nejčastější cizorodé látky sledované ve vodním prostředí.....	12
3.1.1. Olovo	12
3.1.2. Kadmium	13
3.1.3. DDT	13
3.1.4. HCB	14
3.1.5. HCH.....	14
3.1.6. PCB.....	14
3.1.7. Rtuť.....	14
3.1.7.1. Formy rtuti.....	15
3.1.7.2. Přírodní zdroje rtuti	15
3.1.7.3. Antropogenní zdroje rtuti	15
3.1.7.4. Koloběh rtuti ve vodním prostředí	16
3.1.7.5. Toxické účinky rtuti	17
3.1.7.6. Koncentrace rtuti v adultních rybách	18
3.2. Juvenilní ryby	21
3.2.1. Základní terminologie.....	21
3.2.2. Determinace	21
3.2.3. Chování.....	22
3.2.4. Výhody vzorkování juvenilních ryb	22
3.2.5. Nevýhody vzorkování juvenilních ryb	23
4. Metodika	23

4.1.	Charakteristika lokalit.....	23
4.2.	Odlov a vzorkování ryb	24
4.3.	Příprava a analýza vzorku	28
4.4.	Statistické zpracování výsledků	30
5.	Výsledky a diskuze	31
5.1.	Variabilita koncentrací Hg adultních a juvenilních ryb.....	31
5.2.	Porovnání průměrných koncentrací rtuti juvenilních ryb.....	36
6.	Závěr	40
	Přehled literatury.....	41

1. Úvod

Existence lidské civilizace je spojena s produkcí odpadních látek, které mohou kontaminovat životní prostředí včetně vodních ekosystémů. Tyto látky ovlivňují vodní organismy a mnohé se hromadí v jejich tkáních, čímž ohrožují následné konzumenty včetně člověka.

Při posuzování znečištění vodních ekosystémů cizorodými látkami se sledují a k analýzám využívají složky abiotické (sediment, voda) i biotické (bentos, ryby, makrofyta). Mezi nejvýznamnější indikátory kontaminace patří ryby, které představují konečný článek potravního řetězce ve vodním prostředí. Aby bylo možné objektivně posuzovat kontaminaci vodního prostředí cizorodými látkami, je nutno zvolit tzv. indikátorové druhy ryb. Hlavními požadavky na tyto druhy ryb je jejich dostupnost ve většině sledovaných lokalit a dostatečně dlouhá doba jejich výskytu v hodnoceném prostředí. Dále je při výběru vhodného indikátorového druhu ryb nutno brát v úvahu jeho postavení v potravním řetězci a také chování sledovaných látek v organismu ryb. Druhy ryb využívané jako modelové by tedy měly vyhovovat nejen po stránce fyziologické, jako je např. vysoký obsah tuku v případě sledování lipofilních látek, ale také po stránce ekologické (dravci, všežravci) a praktické (rozšíření, velikost). V rámci monitoringu kontaminace volných vod jsou v České republice dlouhodobě využívány především adultní jedinci druhů jelec tloušť (*Squalius Cephalus*), cejn velký (*Abramis brama*), okoun říční (*Perca fluviatilis*), pstruh obecný (*Salmo trutta*).

U analýz adultních druhů ryb je častým problémem jejich „nereprezentativnost“ z hlediska charakteristiky úrovně kontaminace lokality, ve které byly odloveny. Z lokalit se odlovují jedinci různého stáří a z důvodu celoživotních migrací také neurčitého místa původu. Dalším negativem využívání adultních jedinců v rámci biomonitoringu kontaminace vodního prostředí jsou vysoké náklady spojené s jejich odlovy, tzn. vstupní investice na hlubinný agregát spojený s vícečlennou obsluhou, terénní auto s vlekem a nutnost příjezdového místa k řece. V neposlední řadě je komplikací taktéž časová náročnost. Určitou možností zlevnění i zefektivnění biomonitoringu využívajícího ryby jako bioindikátory se pro účely provádění chemických analýz nabízí využití tzv. juvenilních ryb.

2. Cíl práce a hypotéza

Cíl práce:

Porovnat vnitrodruhovou variabilitu individuálních koncentrací celkové rtuti ve svalovině adultních ryb 2 indikátorových druhů (cejn velký, jelec tloušť) a mezidruhovou variabilitu koncentrací celkové rtuti v homogenátech celých těl juvenilních ryb (tohoročního plůdku) několika různých druhů v rámci 2 vybraných lokalit (Labe, Neratovice; Labe, Děčín).

Hypotéza:

Variabilita koncentrací rtuti zjištěných ve směsných vzorcích homogenátů celých těl juvenilních ryb různých druhů nebude vyšší než variabilita koncentrací rtuti v individuálních vzorcích svaloviny adultních ryb jednoho druhu odlovených ve stejné lokalitě. Koncentrace rtuti v homogenátech juvenilních ryb se nebudou mezi jednotlivými druhy v rámci jedné lokality významně lišit.

3. Literární přehled

3.1. Nejčastější cizorodé látky sledované ve vodním prostředí

V rámci různých programů monitoringu kontaminace vodního prostředí u nás i v zahraničí se největší pozornost věnuje cizorodým látkám, jež jsou zahrnuty mezi prioritní nebezpečné látky v Rámcové směrnici (Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/EC, která ustavuje rámec pro činnost Společenství EU v oblasti vodní politiky, WFD), popř. které jsou limitovány v rybách a rybích výrobcích jako v potravinách (nařízení Komise 396/2005/ES, 1881/2006/ES, 629/2008/ES a 1259/2011/ES). Nejčastěji jsou tedy sledovány toxické kovy rtuť (Hg), kadmium (Cd), olovo (Pb) a perzistentní organochlorované polutanty (polychlorované bifenyly – PCB, hexachlorcyklohexan – HCH, hexachlorbenzen – HCB, 1,1,1-trichlor-2,2-bis(4-chlorfenyl) ethan – DDT) (Valová a Jurajda, 2001). Tyto polutanty se obvykle dostávají do vodního prostředí vlivem člověka, a jsou tedy převážně antropogenního původu. Jedná se o látky velmi perzistentní, které kontaminují potravní řetězce a kumulují se v organismech. Tyto látky také vykazují vysokou toxicitu pro organismy již ve velmi nízkých koncentracích (Randák, 2010). V následující části je uvedena stručná charakteristika výše uvedených cizorodých látek. Podrobněji je pak popsána problematika rtuti, která byla zvolena jako modelový polutant pro řešení této diplomové práce.

3.1.1. Olovo

Olovo patří k nejnámějším a hojně využívaným kovům, což vedlo mimo jiné záhy i ke zjištění jeho toxických účinků. V minulosti bylo využíváno ve stavebních materiálech, k zasklívání keramik, ve vodovodních potrubích, staří Římané dokonce používali octan olovnatý ke slazení vína (Järup, 2003). V průběhu minulého století bylo 50 % emisí olova zapříčiněno obsahem ve výfukových plynech olovnatých benzínů (Tong a kol., 2000). V lidském těle je z 90 % uloženo v kostech, kde negativně ovlivňuje krvetvorbu, a je proto příčinou anemických stavů (Kafka a Punčochářová, 2002). Má vysoký akumulací koeficient, a významně se tak hromadí nejen v sedimentech a kalech, ale i v biomase organismů (Tong a kol., 2000). Mezi nejvýznamnější antropogenní emise olova patří:

- těžba a zpracování olova,
- výroba a zpracování akumulátorů,
- spalování odpadů,
- aplikace čistírenských kalů a průmyslových kompostů do půdy (více viz <http://irz.cz>).

3.1.2. Kadmium

Kadmium a jeho sloučeniny se používají jako stabilizátory v PVC výrobcích a v akumulátorových nikl-kadmiových bateriích. Kadmium se většinou používá jako antikoroziční činidlo (Hayes, 2008). Velkému množství kadmia jsou vystaveni kuřáci, jelikož je obsaženo v cigaretovém kouři. Koncentrace kadmia u kuřáků může být 4krát až 5krát vyšší než u nekuřáků (Järup, 2003). Je jednou z příčin vysokého krevního tlaku, způsobuje poškození ledvin, destrukci červených krvinek a může vyvolat rakovinu plic (Kafka a Punčochářová, 2002). Do vodního prostředí se může dostat buď dešťovou vodou, jelikož je navázáno na částice prachu, anebo přímo vodními organismy, které kadmium kumulují (Hogan, 2010). Mezi hlavní antropogenní emise kadmia patří:

- těžba a zpracování kadmia,
- spalování fosilních paliv a odpadů,
- hnojení fosfátovými hnojivy s obsahem kadmia,
- využití čistírenských kalů,
- galvanické pokovování a výroba akumulátorů (více viz <http://irz.cz>).

3.1.3. DDT

1,1,1-trichlor-2,2-bis(4-chlorfenyl) ethan neboli DDT je velmi účinný insekticid, který se v minulosti používal na hubení hmyzích škůdců v zemědělství a hmyzu způsobujícího malárii hlavně v Afrických zemích (van den Berg, 2008). V současné době je DDT zakázáno Stockholmskou dohodou. Má karcinogenní účinky; především může způsobovat rakovinu prsu, dále pak reprodukční potíže a změny a poruchy v nervovém systému. Ukládá se především v tukových tkáních (Fisher a kol., 2003). DDT přetrvává v životním prostředí velmi dlouho, a to zejména v půdních oblastech, kde se DDT v minulosti vyskytovalo. DDT je nestabilní a může být odpařováno a přenášeno na daleké vzdálenosti ve formě plynu. Ve vodním prostředí je navázáno na sediment, kde přetrvává až tři desítky let (Sadasivaiah a kol., 2007).

3.1.4. HCB

Hexachlorbenzen (HCB) je přetrvávající organochlorová chemická látka, která byla využívána jako fungicid v zemědělství, především se však jedná o vedlejší produkt určitých typů průmyslových výrob (Jensen a Slorach, 1991). Je špatně rozpustný ve vodě, kumuluje se v sedimentech (Courtney, 1979). Hlavní expozicí člověka touto látkou je potrava. Rizikovost této látky je v jejím karcinogenním účinku a ohrožení vývoje plodu. V životním prostředí je nebezpečná z důvodu její stability a schopnosti bioakumulace (Craan a Haines, 1998).

3.1.5. HCH

V minulosti využívaný insekticid pro ochranu dřeva, ovoce, zeleniny, brambor a dalších plodin. Dnes je jeho používání zakázáno z důvodu možného karcinogenního účinku a ohrožení plodnosti. V životním prostředí spočívá jeho hlavní nebezpečí ve stabilitě a schopnosti bioakumulace (Willet a kol., 1998).

3.1.6. PCB

Polychlorované bifenyly (PCB) označují třídu syntetických organických chemikálií, jež jsou do značné míry chemicky inertní. PCB byly široce používány jako přísady do olejů, elektrických zařízení, hydraulických strojů a dalších aplikací, kde je chemická stálost potřebná pro bezpečnost, provoz a dlouhou životnost (UNEP, 1999). Jejich chemická stabilita však zapříčinila problém pro životní prostředí a nachází se všech jeho složkách (Boe a Egaas, 1979). PCB se snadno kumulují v tukových tkáních a mohou narušovat reprodukční schopnosti organismů (Dobson a van Esch., 1993). Mezi nejvýznamnější zdroje PCB patří:

- nakládání s odpady,
- úniky ze zařízení používající PCB (více viz [http:// irz.cz](http://irz.cz)).

3.1.7. Rtuť

Rtuť nebo její přírodní sloučenina rumělka (HgS) byla používána již v prehistorickém období jako prvek pro jeskynní malby červené barvy, známa byla též ve starém Řecku, kde byla používána jako kosmetický přípravek pro zesvětlení pokožky. V lékařství byla využívána jako lék na syfilis, v současnosti se sloučeniny rtuti využívají jako diuretika [kalomel (Hg_2Cl_2)], rtuť amalgám se pak v mnoha zemích stále

používá k plombování zubů (WHO, 1990). Rtuť a její sloučeniny patří mezi jedny z nejtoxičtějších látek vyskytujících se ve vodních ekosystémech vůbec (Houserová a kol., 2006). Zvláště monitorování zátěže vodního prostředí rtutí má v podmínkách České republiky velkou tradici, a to především kvůli jejímu výskytu v životním prostředí, toxicitě a častému používání sloučenin rtuti v průmyslových technologiích (Valová a Jurajda, 2001).

3.1.7.1. Formy rtuti

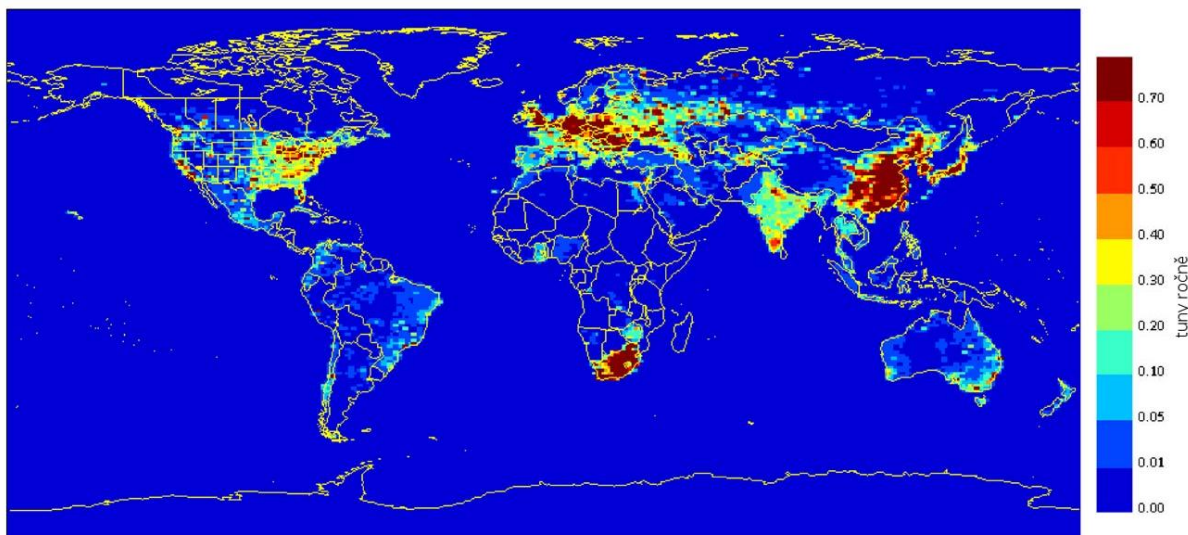
Největší expozice rtutí (Hg) člověka vede přes spotřebu mořských a sladkovodních druhů ryb (Sunderland, 2007). Elementární rtuť je slabě rozpustná ve vodě a tucích. Rtuť také existuje ve formě anorganických sloučenin (Hg^0 , Hg^{2+} , Hg_2^{2+}). Řada stabilních sloučenin vzniká v biologických systémech, zvláště pak v těch s obsahem sulfhydrylových skupin (-SH). Z organických sloučenin rtuti jsou toxičtější alkyl sloučeniny než aryl sloučeniny. Methylrtuť (MeHg) je vysoce toxická pro vyšší organismy. Vzniká činností různých mikroorganismů z elementární rtuti a anorganických sloučenin. Pro tyto mikroorganismy je přeměna na MeHg účinnou cestou detoxikace (Ruprich a kol., 2004).

3.1.7.2. Přírodní zdroje rtuti

Rtuť se přirozeně nachází zhruba ve dvaceti minerálech, nejvíce známou a nejrozšířenější minerální formou je rumělka (sulfid rtuťnatý). Mezi největší naleziště rtuti patří území států Španělska, Itálie a USA. K největším přírodním zdrojům rtuti pak patří vulkanická, geotermální činnost a požáry (EPA, 1997).

3.1.7.3. Antropogenní zdroje rtuti

Celkový objem rtuti, který byl vyprodukován v Evropě např. v roce 1995, činil 342 tun. Největší podíl na tomto čísle měly průmysly z těchto států: Rusko, Ukrajina, Polsko, Německo, Rumunsko a Velká Británie (Pacyna a kol., 2002). Celosvětové největší producenty rtuti můžeme vidět na obr. 1.



Obrázek 1 Největší producenti rtuti (Fara, 2004)

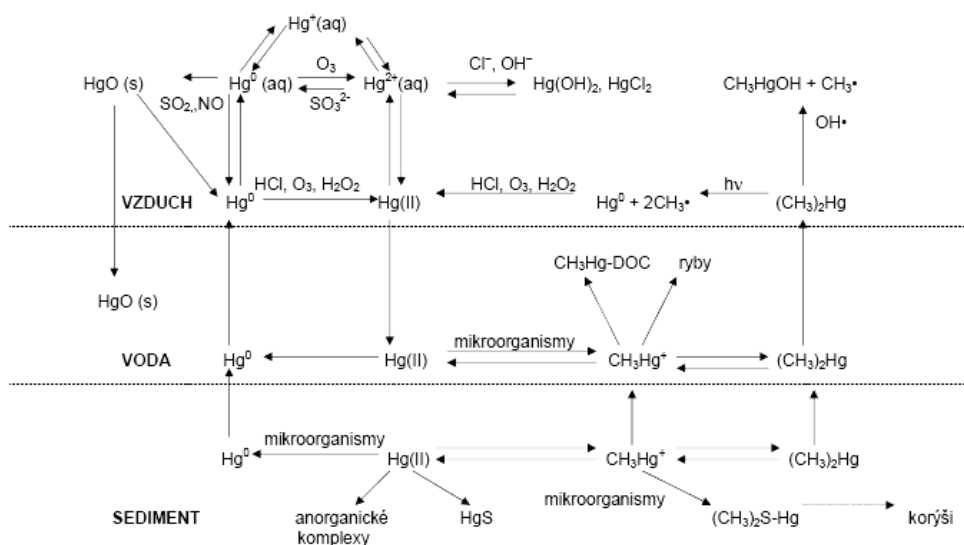
Fara, 2004 dále uvádí, že hlavními antropogenními zdroji rtuti jsou:

- primární výroba železa a oceli,
- sekundární výroba železa a oceli,
- primární výroba neželezných kovů,
- sekundární výroba neželezných kovů,
- výroba ferroslitin,
- chemický průmysl (výroba chloru a alkálií elektrolytickým procesem se rtuťovými elektrodami),
- výroba skla,
- těžba uhlí a nerostů,
- aglomerace rud,
- spalování odpadů.

3.1.7.4. Koloběh rtuti ve vodním prostředí

Methyl-rtuť (MeHg) je považována za jednu z nejvíce rizikových forem toxických kovů ve vodním prostředí, a to z důvodu její velmi vysoké bioakumulace a biomagnifikace v celém spektru vodního prostředí. V důsledku tohoto jsou vyšší trofické organismy vystaveny vyšší úrovni koncentrace (MeHg) a mohou nepříznivě ovlivnit lidské zdraví (Clarkson a kol., 2003). Hladiny MeHg ve vodním prostředí jsou

velice variabilní a jsou řízeny určitými faktory, které tuto koncentraci mohou měnit – např. pH, rozpuštěný organický uhlík, teplota, bakteriální populace a přítomnost komplexačního činidla, jako je sulfid (Croston a kol., 1996; Montgomery a kol., 2000; Ullrich a kol., 2001). Sloučeniny nasorbované na pevné částice klesají spolu s částicemi vodním sloupcem na dno, kde se ukládají v sedimentech. Největší koncentrace rtuti bývají tedy ve vodě detekovány blízko rozhraní voda–sediment. Naproti tomu těkavé sloučeniny rtuti, jakými jsou dimethyl rtuť nebo elementární rtuť, jsou z vodního prostředí uvolňovány těkáním do atmosféry (Houserová, 2006). Přeměny forem rtuti ve vodním prostředí jsou uvedeny na obr. 2.



Přerušovaná čára představuje hranici mezi složkami životního prostředí
 aq = kapalná fáze, DOC = rozpuštěné organické látky, s = pevná fáze

Obrázek 2 Přeměna forem rtuti (Houserová a kol., 2006)

3.1.7.5. Toxické účinky rtuti

Akutní expozice rtuti může vést k poškození plic. Chronická otrava se vyznačuje neurologickými a psychickými symptomy, jako je třes, změny osobnosti, neklid, úzkost, poruchy spánku a deprese. Rtuť může také způsobit poškození ledvin (EPA, 1997). MeHg je velmi dobře absorbována (95 %) po orální expozici. Navíc dobře prochází přes bariéru krev-mozek a přes placentu. Výsledkem je pak vyšší koncentrace rtuti ve fetálním mozku ve srovnání s matkou. Hlavními látkami, které se starají o eliminaci rtuti z organismu, jsou žluč a výkaly. Symptomy toxického efektu jsou známé na vyvíjejícím se nervovém systému, který je velmi citlivým cílem MeHg (Ruprich a kol.,

2004). Intoxikace rtuťí se projevuje zejména zúžením zorného pole, atrofií mozkové kůry, poruchami chování, řeči, polykání, sluchu nebo svalovým třesem. Kromě nervové soustavy jsou otravou rtuťí postiženy i ledviny, v nichž destrukce činnosti spočívá v degeneraci proximálních tubulů a je tak rychlá, že již za 2–3 hodiny po aplikaci dávky 4,0 mg HgCl₂/kg jsou citlivými histologickými metodami detekovatelné patologické změny tubulů (Järup, 2003).

3.1.7.6. Koncentrace rtuťí v adultních rybách

Ryby jsou obecně považovány za jeden z hlavních zdrojů rtuťí v potravě člověka. Z hlediska zatížení tkání jsou v běžně zatížených lokalitách nejvyšší koncentrace nalézány ve svalovině (Havelková a kol., 2008). Totéž neplatí u kadmia a olova, u nichž jsou nejvyšší koncentrace nalézány převážně v ledvinách a játrech (Randák, 2010). Koncentrace rtuťí v rybách je závislá na věku, druhu, růstu, životních podmínkách ryby, migracích v průběhu života atp. Z důvodu celoživotní kumulace rtuťí jsou nejvyšší koncentrace nalézány ve starších jedincích (Valová a Jurajda, 2011). Koncentrace rtuťí v organismech narůstá s přibývajícimi trofickými úrovněmi. Tento jev vyplývá z řetězce, kde jsou předešlé organismy konzumovány druhými, čímž narůstá i koncentrace. První trofickou úroveň ve vodním prostředí znázorňuje fytoplankton (producenti), druhou úroveň je zooplankton (primární konzumenti), třetí úroveň jsou malé krmné ryby (sekundární konzumenti) a poslední čtvrtou jsou větší dravé ryby (terciální konzumenti) (EPA, 1997).

Základním principem monitoringu adultních ryb je odlov 6–10 jedinců stejného druhu v rámci sledované lokality (Randák a kol., 2013). Tito jedinci jsou často různého stáří a také původu (vliv migrací), čímž může dojít ke zkreslení výsledků. Toto je nejvíce patrné při porovnávání úrovně zatížení různých lokalit pomocí stejného indikátorového druhu. Příklad rozdílů ve věku analyzovaných ryb mezi lokalitami v různých pracích je uveden v tab. 1.

Tabulka 1: Rozdíly ve věku analyzovaných adultních ryb

Lokalita	n	Stáří (rok)	SD	Reference
Lužnice, Majdalena	5	4	± 0,6	Červený a kol., 2014
Berounka, Praha	5	7,4	± 1,0	
Odra, Ostrava	5	8,6	± 0,5	
Vodní nádrž Žermanice	5	10,6	± 0,5	

Vltava, Vraňany	12	6,1	± 1,1	Sedláčková a kol., 2013
Sázava, Nespeky	12	3,4	± 0,7	
Odra, Bohumín	9	3,8	± 0,4	
Labe, Pardubice	11	2,3	± 0,9	Maršálek a kol., 2006
Labe, Hřensko	7	7,6	± 1,3	
Labe, Pardubice	4	1,3	± 0,3	
Vltava, Lipno	12	6,9	± 1,5	
Vodní nádrž Skalka	7	11,1	± 5,3	Maršálek a kol., 2005
Vodní nádrž Skalka	5	3,8	± 1,3	

n = počet ryb, SD = směrodatná odchylka

Hlavní nevýhodou analýz adultních ryb je skutečnost, že v důsledku migrací v průběhu života nemusí zjištěné hodnoty obsahu cizorodých látek v tkáních těchto ryb korespondovat se zatížením lokality, ve které byly ryby odloveny (Randák a kol., 2013). Dle Slavíka (1999) jsou migrace starších ryb zcela běžné. V tab. 2 jsou uvedeny příklady prací, které pracují s poměrně variabilními koncentracemi rtuti ve svalovině ryb zjištěnými u indikátorových ryb 1 druhu v rámci 1 lokality, což se projevuje vysokou hodnotou SD vzhledem k průměru, který SD charakterizuje.

Tabulka 2: Variabilní koncentrace rtuti

Lokalita	n	Matrice	Druh ryby	Polutant (mg.kg ⁻¹)	Koncentrace + SD	Reference
Labe pod Pardubicemi	11	svalovina	Okoun říční (Perca fluviatilis)	MeHg	0,469 ± 0,419	Maršálek a kol., 2006
Labe nad Pardubicemi	5	svalovina	Jelec tloušť (Squalius cephalus)	THg	0,169 ± 0,123	Maršálek a kol., 2006
Labe pod Pardubicemi	11	svalovina	Okoun říční (Perca fluviatilis)	THg	0,437 ± 0,347	Maršálek a kol., 2006
Labe pod Pardubicemi	3	svalovina	Cejn velký (Abramis brama)	THg	0,516 ± 0,260	Maršálek a kol., 2006
Labe, Hřensko	8	svalovina	Jelec tloušť (Squalius cephalus)	MeHg	0,101 ± 0,075	Maršálek a kol., 2006
Labe, Hřensko	8	svalovina	Jelec tloušť (Squalius cephalus)	THg	0,120 ± 0,063	Maršálek a kol., 2006
Labe nad Spolanou	10	svalovina	Jelec tloušť (Squalius cephalus)	MeHg	0,93 ± 0,61	Maršálek a kol., 2006

Labe nad Spolanou	10	svalovina	Jelec tloušť (Squalius cephalus)	THg	0,86 ± 0,56	Maršálek a kol., 2006
Labe, Neratovice	8	svalovina	Jelec tloušť (Squalius cephalus)	THg	0,664 ± 0,387	Randák a kol., 2009
Amazonka, Brazílie	80	svalovina	Geophagus proximus	THg	0,152 ± 0,86	Sampaio da Silva a kol., 2013
Amazonka, Brazílie	51	svalovina	Anostomoides laticeps	THg	0,205 ± 0,158	Sampaio da Silva a kol., 2013
Amazonka, Brazílie	90	svalovina	Hemiodus unimaculatus	THg	0,109 ± 0,105	Sampaio da Silva a kol., 2013
Amazonka, Brazílie	69	svalovina	Plagioscion squamosissimus	THg	0,573 ± 0,398	Sampaio da Silva a kol., 2013
Amazonka, Brazílie	61	svalovina	Acestrorhynchus falcirostris	THg	1,0 ± 0,701	Sampaio da Silva a kol., 2013
Labe, Děčín	10	svalovina	Jelec tloušť (Squalius cephalus)	THg	1,12 ± 0,563	Sedláčková a kol., 2013
Odra, Bohumín	9	svalovina	Jelec tloušť (Squalius cephalus)	THg	1,02 ± 0,730	Sedláčková a kol., 2013
Morava, Lanžhot	9	svalovina	Jelec tloušť (Squalius cephalus)	THg	0,33 ± 0,200	Sedláčková a kol., 2013
Dyje, Pohansko	12	svalovina	Jelec tloušť (Squalius cephalus)	THg	0,27 ± 0,140	Sedláčková a kol., 2013
Madeira, Brazílie	10	svalovina	Serrasalmus rhombeus	MeHg	0,15 ± 0,11	Kehrig a Malm., 1999
nádrž Balbina, Brazílie	17	svalovina	Ciclha spp.	MeHg	0,32 ± 0,25	Kehrig a Malm., 1999

n = počet ryb, SD = směrodatná odchylka

Jak bylo uvedeno výše, využívání adultních ryb pro hodnocení úrovně kontaminace sledovaných lokalit má řadu nevýhod a poskytuje nám v řadě případů velmi nepřesné informace. Jako perspektivní přístup se v rámci monitoringu kontaminace vodního prostředí jeví zkoumání juvenilních ryb.

3.2. Juvenilní ryby

Celková roční produkce juvenilních ryb může v rybí populaci dosahovat až 60 %, takže jsou důležitou složkou rybiho společenstva (Mathews, 1971). Přirozená reprodukce rybí populace je silně vázána na mnoho environmentálních faktorů v čele s teplotou vody, průtokem, kvalitou vody, dostupností potravy a vhodných míst ke tření, z tohoto důvodu nám tak mohou juvenilní ryby poskytovat přímý obraz situace v daném toku (Copp a kol., 1991).

3.2.1. Základní terminologie

Juvenilní ryby zahrnuté do hodnocení kontaminace vodního prostředí cizorodými látkami jsou jedinci vylíhli v roce sledování (Randák a kol., 2006).

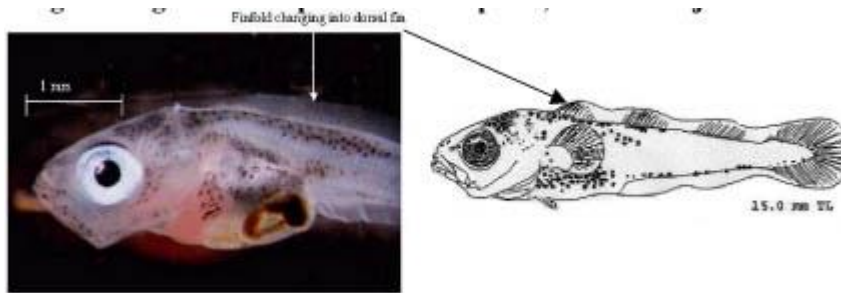
Terminologicky je možno tyto ryby označovat i těmito výrazy:

- tohoto roční ryby,
- 0+ ryby,
- plůdek,
- potěr (Randák a kol., 2006).

Pro účely monitoringu kontaminace vodního prostředí v našich podmínkách bude pojem juvenilní ryby zahrnovat ryby mladší jednoho roku a rozmnožující se v jarních měsících, tzn. převážně druhy patřící do skupiny ryb kaprovitých.

3.2.2. Determinace

Juvenilní perioda začíná dovršením metamorfózy, vyvynutím všech tělesných struktur a nabytím formy typické pro adultní jedince (Baruš a Oliva, 1995). Juvenilní ryby jsou charakteristické plně vyvinutými ploutvemi a ve většině případů také dokončeným vývojem postavení úst (spodní, koncová, vrchní) a pigmentace. Často již mají tvar těla podobný dospělcům (dorsoventrálně či laterálně zploštělý apod.). Jejich určování je tedy snazší než u larválních stádií a je možno je poměrně spolehlivě potvrdit meristickými znaky (především počty ploutevnických paprsků). Ryby jsou navíc větší (délka těla od 15 do 40 mm) a manipulace s nimi při fixaci je mnohem snazší než u larválních stádií (Jurajda a kol., 2006).



Obrázek 3 Juvenilní ryba (<http://seagrant.mit.edu/hatchery/lifecycle.html>)

3.2.3. Chování

Juvenilní ryby setrvávají na začátku metamorfózy na určitém místě, které musí splňovat určitá kritéria – dostupnost potravy, absenci predace většími živočichy a možnost úkrytu. Se zvyšující se velikostí jsou k predaci méně náchylné, a proto začínají migrovat na nová místa (Laegdsgaard a Johnson, 2001). V případě velkých řek se jedná o mělké příbřežní zóny s prohřátou vodou a minimálním proudem (Jurajda a kol., 2001). Většina našich rybích druhů využívá jako místa k odrůstání plůdku úseky v blízkosti trdlišť, případně nejbližší vhodné lokality (Schiemer a kol. 2001). Tato místa jsou pak obývána plůdkem až do podzimních měsíců, kdy se začíná stěhovat do hlubších partií toku na přezimování (Copp, 1989).

3.2.4. Výhody vzorkování juvenilních ryb

Jako nejvhodnější prostředí pro vzorkování juvenilních ryb (a jejich následné porovnávání s rybami kulturními) se jeví oblasti velkých nížinných řek, kde je odlov adultních ryb v podstatě nemožný. Mnoho starších druhů ryb totiž obývá hluboké proudné úseky, kde je metoda jejich odlovu velice komplikovaná (Jurajda a kol., 2006).

Potrava: Společenstvo juvenilních ryb různých druhů přijímá v prvních měsících života výhradně přirozenou potravu (tvořenou planktonem, biofilmem), tudíž potravu, ve které se nalézá podobný obsah cizorodých látek (Randák a kol., 2006)

Pohyblivost: Juvenilní stádia ryb jsou ve srovnání se staršími rybami relativně málo pohyblivá (Slavík a Jurajda, 2001).

Migrace: Juvenilní stádia v prvním roce života žijí v mělkých příbřežních zónách s prohřátou vodou, tudíž migrují jen minimálně (Staas a Neumann, 1996).

Ulovitelnost: Juvenilní ryby se v prvních etapách života zdržují v blízkosti břehů, jsou tak snadněji ulovitelné (Randák a kol., 2006). Naproti tomu reprezentativnost vzorku starších ryb klesá se zvětšující se velikostí toku (Jurajda a kol., 2006).

Velikost vzorku: Plůdek je možné ulovit v dostatečně reprezentativním množství (obvykle dostačuje 100 g), které je možné rychle zpracovat (determinace, měření atd.). Starší ryby lze sice snadno určovat, avšak na velkých řekách je nereálné zajistit dostatečně reprezentativní vzorek (Jurajda a kol., 2006).

Jednoduchost odběru vzorku: Z odlovených ryb není třeba separovat určité části těla, naopak ve vnitřnostech dochází k vyšší kumulaci většiny kovů (Randák a kol., 2006).

3.2.5. Nevýhody vzorkování juvenilních ryb

Druhovú determinace: Plůdek je již morfologicky téměř shodný s adultními jedinci a problém s jeho určení spočívá především v přesném počítání meristických znaků a zkušenosti ichtyologa. Jednoleté a starší ryby lze již určit bez problému (Jurajda a kol., 2006). V případě použití tohoto přístupu však předpokládáme, že nebude nutné rozlišovat druhy juvenilních ryb ve vzorku. Postačí pouze odstranit starší jedince, popř. nekaprovité druhy ze vzorku.

Absence: Z environmentálních příčin nemusí být přirozená reprodukce každoročně a ve všech lokalitách úspěšná, tzn. juvenilní ryby se v některých lokalitách nemusí vždy vyskytovat.

4. Metodika

4.1. Charakteristika lokalit

Pro účely této studie byly zvoleny dvě lokality na středním toku řeky Labe na území České Republiky, konkrétně Děčín a Neratovice – Kozly. Důvodem byl předpokládaný výskyt indikátorových druhů adultních ryb a také přítomnost relativně velkého počtu ryb juvenilních – v dostatečné druhové rozmanitosti nutné pro posouzení předkládané hypotézy. Dále se také jedná o profily často sledované v rámci různých programů monitoringu kontaminace vodního prostředí a z dřívějších prací Randáka a

kol., 2009; Maršálka a kol., 2006 je zde patrný výskyt zvýšené koncentrace rtuti v rybách. Obě zmíněné lokality také reprezentují významné rybářské revíry hojně navštěvované sportovními rybáři. Základní charakteristika zvolených lokalit je uvedena v tab. 3 a 4.

Tabulka 3: Základní údaje o lokalitě Labe – Děčín

Číslo revíru	441 020
Kraj	Ústecký
GPS souřadnice	50°46'14.102"N, 14°12'40.495"E
Nadmořská výška	135 m.n.m.
Říční km (na území ČR)	737,74 km
Plocha povodí	51103,9 km ²
Průměrný roční průtok	309 m ³ s ⁻¹

Tabulka 4: Základní údaje o lokalitě Labe – Neratovice Kozly

Okres	Mělník
Kraj	Středočeský
GPS souřadnice	50°15'34.986"N, 14°31'36.543"E
Nadmořská výška	165 m.n.m.
Říční km (na území ČR)	850,96 km
Plocha povodí	13186,3 km ²
Průtok	99,4 m ³ s ⁻¹

4.2. Odlov a vzorkování ryb

Odlovy adultních ryb byly provedeny v měsíci září 2014, juvenilní ryby byly odloveny o měsíc dříve. Jako indikátorové druhy adultních ryb byly zvoleny jelec tloušť (*Squalius cephalus*) a cejn velký (*Abramis brama*) z důvodu hojného výskytu v daných lokalitách a významného využití těchto druhů v programech monitoringu kontaminace. Z juvenilních ryb byly na lokalitě Labe – Děčín odloveny tyto druhy parma obecná (*Barbus barbus*), hrouzek obecný (*Gobio gobio*), plotice obecná (*Rutilus rutilus*), ouklej obecná (*Alburnus alburnus*), podoustev říční (*Vimba vimba*), jelec proudník (*Leuciscus leuciscus*), stěvlička východní (*Pseudorasbora parva*) a jelec tloušť (*Squalius cephalus*). V lokalitě Labe – Kozly byly v případě juvenilních ryb odloveny druhy jelec tloušť (*Squalius cephalus*), cejn velký (*Abramis brama*), hrouzek

obecný (*Gobio gobio*), hořavka duhová (*Rhodeus sericeus*), jelec jesen (*Leuciscus idus*), plotice obecná (*Rutilus rutilus*) a jelec proudník (*Leuciscus leuciscus*).

Juvenilní ryby byly odloveny pomocí neseného motorového elektrického agregátu Obr. 4) (typ FEG 1500, výrobce EFKO-Elektrofischfanggeräte GmbH, Německo) v blízkosti břehu.



Obrázek 4 Zádový motorový agregát EFKO (foto: V. Nebeský)

Adultní ryby byly odloveny pomocí hlubinného elektrického agregátu (typ EL 65, výrobce AGK- Kronawitter GmbH, Německo) umístěném v lodi poháněné spalovacím motorem uvedeného na obr. 5



Obrázek 5 Hlubinný agregát pro lov adultních ryb (foto: autor)

Z každé lokality bylo odloveno 10 jedinců adultních cejnů velkých a 10 adultních jeliců tloušťů (tab. 3 – 4 v příloze). Reprezentativní vzorek je zobrazen na obr. 6 Od každého druhu juvenilních ryb bylo v ideálním případě odloveno a následně použito k analýzám řádově několik desítek jedinců. Juvenilní ryby byly ihned po ulovení usmrceny pomocí koupele v syceném vodném roztoku oxidu uhličitého. Vzhledem k vysokým teplotám v době vzorkování byly juvenilní ryby umístěny na led v termoboxu a následné úkony byly provedeny v klimatizované laboratoři. Zde byly nejprve z celkové biomasy odlovených juvenilů odebrány reálné směsné vzorky, které poměrným zastoupením jednotlivých druhů odpovídaly situaci na vzorkovaných lokalitách. Zbytek vzorkovaného materiálu byl druhově determinován, byl určen počet jedinců jednotlivých druhů ve vzorku a jejich biomasa (tabulky 1 a 2 v příloze práce). Následně byla od každého druhu juvenilních ryb odebrána část biomasy pro vytvoření definovaného směsného vzorku tak, aby bylo v tomto dosaženo stejného poměrového (hmotnostního) zastoupení jednotlivých druhů. V rámci každého druhu byli dále jedinci náhodně rozděleni do několika skupin (obvykle o počtu 3-6 ks) pro posouzení vnitrodruhové variability kontaminace - v případě optimálního počtu juvenilních ryb do 5 ks, v případě nižšího počtu byl počet skupin adekvátně snížen. Skupiny juvenilních ryb byly následně jednotlivě zhomogenizovány pomocí robotického mixéru a z homogenátu těl celých jedinců byl připraven vzorek pro analýzu. Reálný i definovaný

směsný vzorek byl rozdělen po homogenizaci také na ideálně 5 dílů (opakování) pro ověření účinnosti analytické metody. Adultní ryby byly po odlovu usmrceny, změřeny, zváženy (tab. 3 a 4 v příloze práce), byly odebrány šupiny na určení věku a následně byly odebrány vzorky hřbetní svaloviny pro chemickou analýzu (obr. 7). Všechny vzorky byly pečlivě zabaleny a označeny číselným kódem, poté byly uloženy do mrazicího boxu a přechovávány při $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$.



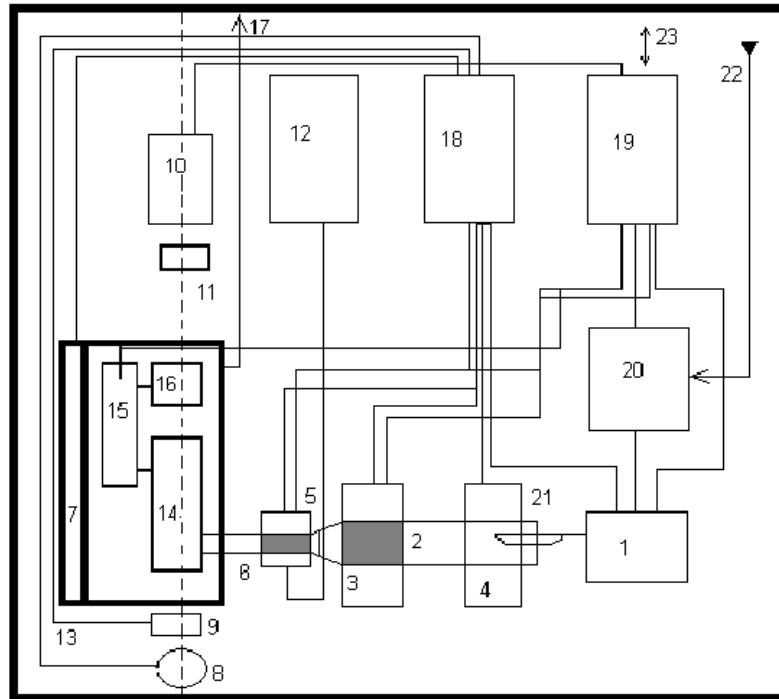
Obrázek 6 Reprezentativní vzorek adultních ryb (foto: autor)



Obrázek 7 Vzorek svaloviny určený k analýze (foto: autor)

4.3. Příprava a analýza vzorku

Příprava vzorku probíhala tak, že rozmrazený a očíslovaný vzorek svaloviny adultní ryby se rozstříhal na malé části a určité množství (0,1 – 0,2 g) se navážilo na analytické váze. Navážky byly před vlastní analýzou připravovány i z mírně rozmrazených homogenátů juvenilních ryb. Po navážení vzorku následovala jeho vlastní analýza na spektrofotometru AMA 254 (Advanced mercury analyser), což je absorpční spektrofotometr pro stanovení obsahu rtuti (obr. 9). Je určen pro přímé stanovení obsahu rtuti v pevných a kapalných vzorcích bez potřeby chemické předúpravy vzorku. Využitím techniky generování par kovové rtuti s následným zachycením a zakoncentrováním na zlatém amalgamátoru se dosahuje mimořádné vysoké citlivosti stanovení a nezávislosti výsledku stanovení na matici vzorku (Altec, 2002). Schéma přístroje je uvedeno na obr. 8.



Obrázek 8: Funkční schéma přístroje AMA: 1 – dávkovací zařízení, 2 – spalovací trubice, 3 – katalytická pec, 4 – spalovací pec, 5 – amalgamátor, 6 – vypuzovací pec, 7 – blok měřících kyvet, 8 – rtuťová výbojka, 9 – clonka, 10 – detektor, 11 – interferenční filtr, 12 – chladící čerpadlo, 13 – topení bloku měřících kyvet, 14 – další měřící kometa, 15 – zpožďovací nádobka, 16 – kratší měřící kyveta, 17 – výstup kyslíku, 18 – analogová elektronika, 19 – mikropočítač 8051, 20 – regulátor průtoku kyslíku, 21 – dávkovací lodička, 22 – vstup kyslíku, 23 komunikace s PC (Altec, 2002)

Navážený vzorek je umístěn na dávkovací lodičce, jejíž obsah je nejprve vysušen a poté spálen. Rozložené produkty vzorku jsou unášeny do druhé části, kde dochází k dokončení. Rozkladné produkty vzorku jsou vedeny do amalgamátoru, kde je selektivně zachycena rtuť. Po dokončení rozkladu vzorku dochází k měření množství rtuti zachycené na amalgamátoru. Veškerá data jsou předána počítači, který je zpracovává do přístupné formy pro uživatele (Altec, 2002). Každý vzorek byl měřen 2krát, výsledky pro jednotlivé vzorky byly vyjádřeny jako průměr těchto 2 měření.



Obrázek 9 Spektrofotometr AMA 254 na analýzu rtuti (foto: autor)

4.4. Statistické zpracování výsledků

Pro účely porovnání variabilit mezi adulty a juvenilny se použil (v souladu s hypotézou práce) způsob, kdy se nejdříve vypočetly průměry koncentrací Hg u jednotlivých adultních druhů v rámci každé lokality. Následně se vypočítaly odchylky od průměrů a vyjádřily se v absolutní hodnotě. Následně se to samé provedlo u juvenilů – rozdíl byl ale v tom, že průměr byl vypočítán v rámci 1 lokality ze všech koncentrací zjištěných u všech sledovaných druhů juvenilů v rámci dané lokality. Absolutní hodnoty procentuálních rozdílů v obsahu rtuti v jednotlivých vzorcích od průměrů příslušných skupin adultních a juvenilních ryb z obou sledovaných lokalit byly porovnány pomocí párového t-testu. Porovnání obsahu rtuti ve vzorcích juvenilních ryb v rámci jednotlivých lokalit bylo provedeno jednofaktorovou analýzou rozptylu (ANOVA). Za signifikantní byla při všech měřeních pokládána hodnota $p < 0,05$. Všechny analýzy byly provedeny v programu STATISTICA (data analysis software system), verze 12. (StatSoft, Inc., 2015).

5. Výsledky a diskuze

5.1. Variabilita koncentrací Hg adultních a juvenilních ryb

Koncentrace rtuti a příslušné odchylky od průměrných koncentrací v jednotlivých skupinách analyzovaných adultních a juvenilních ryb jsou uvedeny v tab. 5 – 8.

Tabulka 5: Jednotlivé koncentrace a odchylky od průměrných koncentrací adultních ryb z lokality Děčín

Druh ryby	Lokalita	Hg (mg.kg ⁻¹)	Reálná odchylka od průměru	% odchylka od průměru
Adult jelec tloušť	Děčín	0,215	0,021	11,00
Adult jelec tloušť	Děčín	0,252	0,059	30,36
Adult jelec tloušť	Děčín	0,127	-0,067	34,43
Adult jelec tloušť	Děčín	0,229	0,035	18,22
Adult jelec tloušť	Děčín	0,106	-0,088	45,28
Adult jelec tloušť	Děčín	0,139	-0,055	28,24
Adult jelec tloušť	Děčín	0,156	-0,038	19,46
Adult jelec tloušť	Děčín	0,465	0,271	139,80
Adult jelec tloušť	Děčín	0,145	-0,049	25,14
Adult jelec tloušť	Děčín	0,103	-0,091	46,82
Průměr		0,194		
Adult cejn velký	Děčín	0,221	0,028	14,50
Adult cejn velký	Děčín	0,180	-0,014	7,21
Adult cejn velký	Děčín	0,163	-0,031	15,74
Adult cejn velký	Děčín	0,200	0,002	1,06
Adult cejn velký	Děčín	0,298	0,104	53,79
Adult cejn velký	Děčín	0,253	0,060	31,04
Adult cejn velký	Děčín	0,275	0,081	41,90
Adult cejn velký	Děčín	0,124	-0,070	36,16
Adult cejn velký	Děčín	0,123	-0,071	36,68
Adult cejn velký	Děčín	0,104	-0,090	46,50
Průměr		0,193		

Tabulka 6: Jednotlivé koncentrace a odchylky od průměrných koncentrací adultních ryb z lokality Kozly

Druh ryby	Lokalita	Hg (mg.kg ⁻¹)	Reálná odchylka od průměru	% odchylka od průměru
Adult jelec tloušť	Kozly	0,154	-0,027	15,081
Adult jelec tloušť	Kozly	0,114	-0,067	37,145
Adult jelec tloušť	Kozly	0,113	-0,069	37,972
Adult jelec tloušť	Kozly	0,168	-0,014	7,643
Adult jelec tloušť	Kozly	0,179	-0,003	1,574
Adult jelec tloušť	Kozly	0,157	-0,025	13,701
Adult jelec tloušť	Kozly	0,157	-0,025	13,701
Adult jelec tloušť	Kozly	0,326	0,145	79,764
Adult jelec tloušť	Kozly	0,128	-0,053	29,421
Adult jelec tloušť	Kozly	0,320	0,139	76,453
Průměr		0,181		
Adult cejn velký	Kozly	0,384	0,143	59,191
Adult cejn velký	Kozly	0,368	0,127	52,767
Adult cejn velký	Kozly	0,370	0,129	53,389
Adult cejn velký	Kozly	0,263	0,022	9,171
Adult cejn velký	Kozly	0,294	0,053	22,042
Adult cejn velký	Kozly	0,076	-0,166	68,663
Adult cejn velký	Kozly	0,165	-0,076	31,512
Adult cejn velký	Kozly	0,177	-0,065	26,736
Adult cejn velký	Kozly	0,198	-0,044	18,022
Adult cejn velký	Kozly	0,117	-0,125	51,642
Průměr		0,240		

Tabulka 7: Jednotlivé koncentrace a odchylky od průměrných koncentrací juvenilních ryb z lokality Děčín

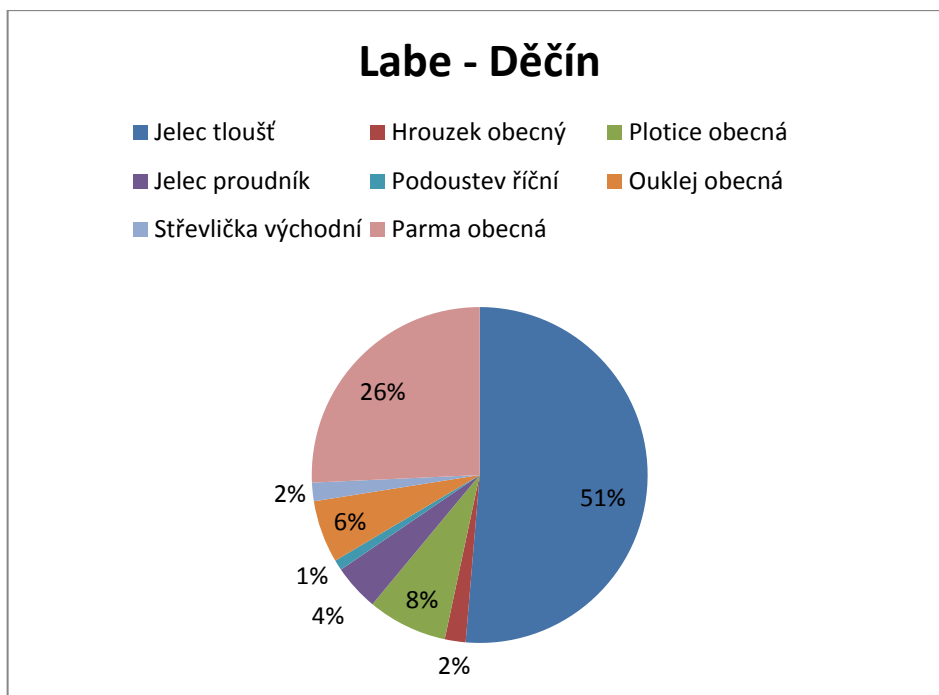
Druh ryby	Hg (mg.kg ⁻¹)	Reálná odchylka od průměru	% odchylka od průměru	Druh ryby	Hg (mg.kg ⁻¹)	Reálná odchylka od průměru	% odchylka od průměru
parma	0,051	0,006	12,181	podoustev	0,014	-0,032	70,312
parma	0,056	0,010	22,082	podoustev	0,014	-0,032	70,312
parma	0,022	-0,024	52,711	podoustev	0,014	-0,032	70,312
parma	0,033	-0,013	28,518	podoustev	0,014	-0,032	70,312
parma	0,046	0,001	1,181	podoustev	0,014	-0,032	69,213
hrouzek	0,061	0,016	34,187	proudník	0,036	-0,001	21,927
hrouzek	0,044	-0,002	3,228	proudník	0,058	0,013	27,588
hrouzek	0,068	0,023	49,574	proudník	0,071	0,025	55,074
hrouzek	0,040	-0,006	12,024	proudník	0,054	0,008	17,681
hrouzek	0,065	0,019	41,876	proudník	0,054	0,009	18,786

plotice	0,033	-0,013	28,516	střevlička	0,051	0,006	12,184
plotice	0,061	0,015	33,084	střevlička	0,037	-0,009	18,624
plotice	0,033	-0,013	27,417	střevlička	0,097	0,051	112,267
plotice	0,061	0,016	34,181	střevlička	0,067	0,021	46,275
plotice	0,038	-0,008	16,421	střevlička	0,060	0,014	30,885
ouklej	0,057	0,011	24,284	tloušť	0,052	0,007	14,384
ouklej	0,018	-0,028	60,417	tloušť	0,041	-0,005	9,823
ouklej	0,048	0,003	5,585	tloušť	0,040	-0,006	13,122
ouklej	0,068	0,022	48,472	tloušť	0,038	-0,008	16,424
ouklej	0,051	0,005	11,082	tloušť	0,049	0,003	6,686
Průměrná koncentrace rtuti všech juvenilních druhů					0,046		

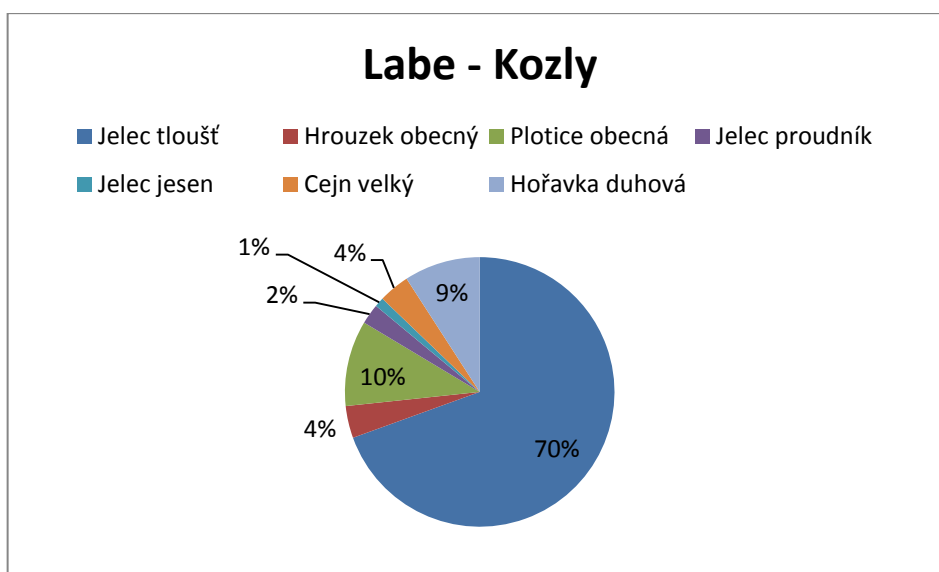
Tabulka 8: Jednotlivé koncentrace a odchylky od průměrných koncentrací juvenilních ryb z lokality Kozly

Druh ryby	Hg (mg.kg ⁻¹)	Reálná odchylka od průměru	% odchylka od průměru	Druh ryby	Hg (mg.kg ⁻¹)	Reálná odchylka od průměru	% odchylka od průměru
hořavka	0,032	-0,010	23,241	jesen	0,042	-0,001	0,468
hořavka	0,040	-0,002	5,221	jesen	0,019	-0,023	54,472
hořavka	0,030	-0,012	29,221	jesen	0,032	-0,010	23,225
hořavka	0,023	-0,020	46,478	jesen	0,043	0,001	2,014
hořavka	0,031	-0,011	26,847	není	není	není	není
cejn velký	0,061	0,019	5,221	proudník	0,056	0,014	34,481
cejn velký	0,044	0,002	0,854	proudník	0,039	-0,003	6,417
cejn velký	0,068	0,026	15,247	proudník	0,053	0,011	27,216
cejn velký	0,04	-0,002	7,689	není	není	není	není
není	není	není	není	není	není	není	není
hrouzek	0,05	0,008	20,012	tloušť	0,052	0,010	24,813
hrouzek	0,038	-0,004	8,824	tloušť	0,050	0,008	18,832
hrouzek	0,030	-0,012	29,231	tloušť	0,031	-0,011	25,625
hrouzek	0,039	-0,003	7,641	tloušť	0,134	0,092	221,621
není	není	není	není	tloušť	0,039	-0,003	6,441
plotice	0,037	-0,005	12,491				
plotice	0,035	-0,007	17,220				
plotice	0,039	-0,003	6,400				
plotice	0,038	-0,004	10,041				
plotice	0,036	-0,006	13,023				
Průměrná koncentrace rtuti všech juvenilních druhů					0,042		

Procentuální zastoupení jednotlivých druhů ve společenstvu juvenilních ryb ve sledovaných lokalitách je uvedeno na obr. č. 10 a 11. Tomuto zastoupení odpovídalo i složení reálných směsných vzorků juvenilních ryb analyzovaných v rámci této studie.

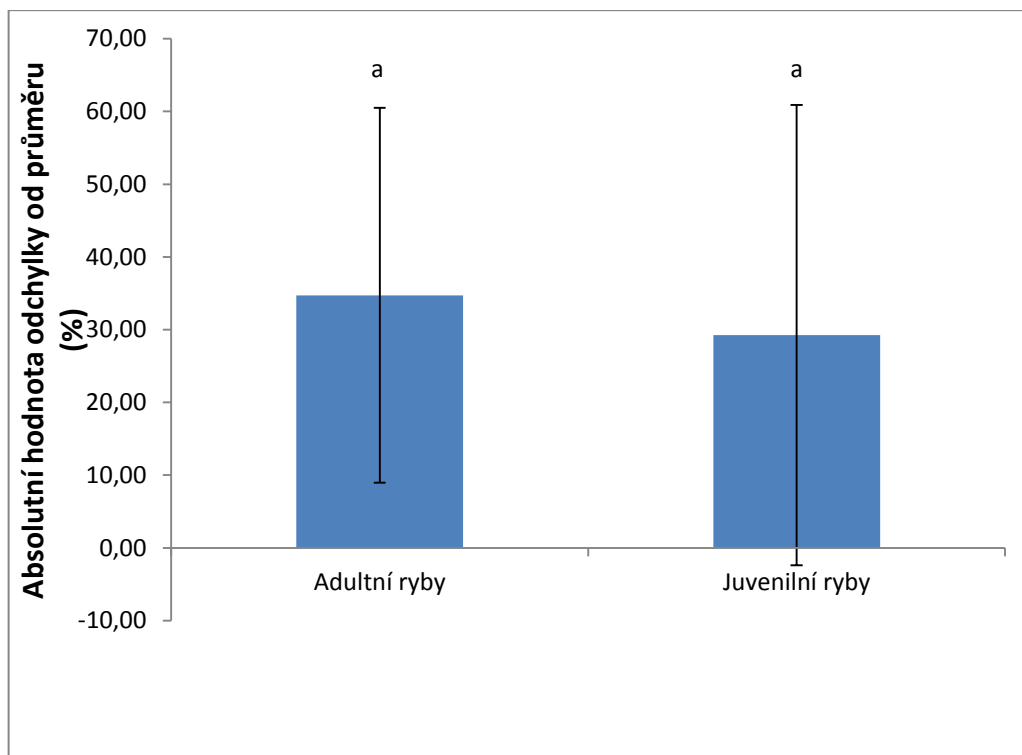


Obrázek 10 Procentuální zastoupení druhů juvenilních ryb v lokalitě Labe – Děčín (vyjádřeno jako % počtu jedinců jednoho druhu z celkového počtu odlovených jedinců)



Obrázek 11: Procentuální zastoupení druhů juvenilních ryb v lokalitě Labe – Kozly (vyjádřeno jako % počtu jedinců jednoho druhu z celkového počtu odlovených jedinců)

Porovnání průměrných hodnot odchylek od průměrů koncentrací Hg zjištěných v rámci jednotlivých skupin vzorků adultních a juvenilních ryb je uvedeno na obr. 12.



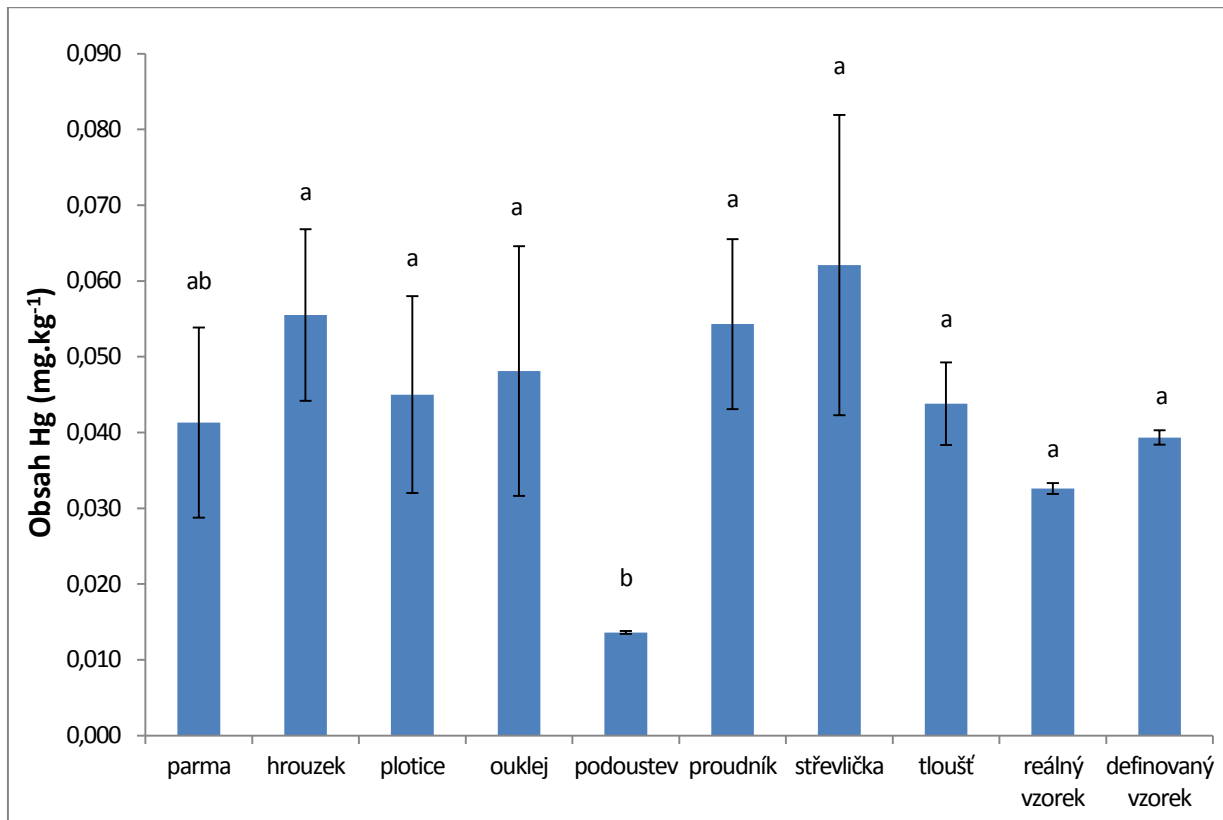
Obrázek 12: Porovnání variabilit koncentrací Hg ve svalovině adultních ryb (cejn velký, jelec tloušť) a v homogenátech celých těl juvenilních ryb analyzovaných v lokalitách Labe - Kozly a Labe - Děčín

Z obr. 12 je zřejmé, že vnitrodruhová variabilita koncentrací rtuti u adultních ryb se významně nelišila od mezidruhové variability u juvenilních ryb. Toto zjištění odpovídá předpokládané hypotéze. V této souvislosti je nutno zmínit, že koncentrace rtuti u adultních ryb byly poměrně vyrovnané. Tato skutečnost je však dosti neobvyklá. V mnoha pracích se publikují výsledky, kde koncentrace rtuti a hlavně její rozptyl je značný. Maršálek a kol. (2006) uvádějí, že koncentrace Hg ve svalovině jelce tlouště v lokalitě Labe nad Pardubicemi dosahuje koncentrace $0,169 \text{ mg.kg}^{-1}$ s rozptylem $\pm 0,123 \text{ mg.kg}^{-1}$ nebo cejn velký odlovený na Labi pod Pardubicemi dosahoval koncentrace $0,516 \text{ mg.kg}^{-1}$ s rozptylem $\pm 0,260 \text{ mg.kg}^{-1}$. Randák a kol. (2009) analyzovali na lokalitě Labe, Neratovice svalovinu jelce tlouště s koncentrací $0,664 \text{ mg.kg}^{-1}$ a rozptylem $\pm 0,387 \text{ mg.kg}^{-1}$. Podobných výsledků dosáhli i Sedláčková a kol. (2013), kteří analyzovali svalovinu jelce tlouště na lokalitě Labe – Děčín s koncentrací $1,12 \text{ mg.kg}^{-1}$ s rozptylem $\pm 0,563 \text{ mg.kg}^{-1}$ a na lokalitě Odra – Bohumín s koncentrací $1,02 \text{ mg.kg}^{-1} \pm 0,730 \text{ mg.kg}^{-1}$. V zahraničí pak analyzovali Sampaio da Silva a kol. (2013) na Amazonce v Brazílii svalovinu ryby druhu *Anostomoides laticeps*

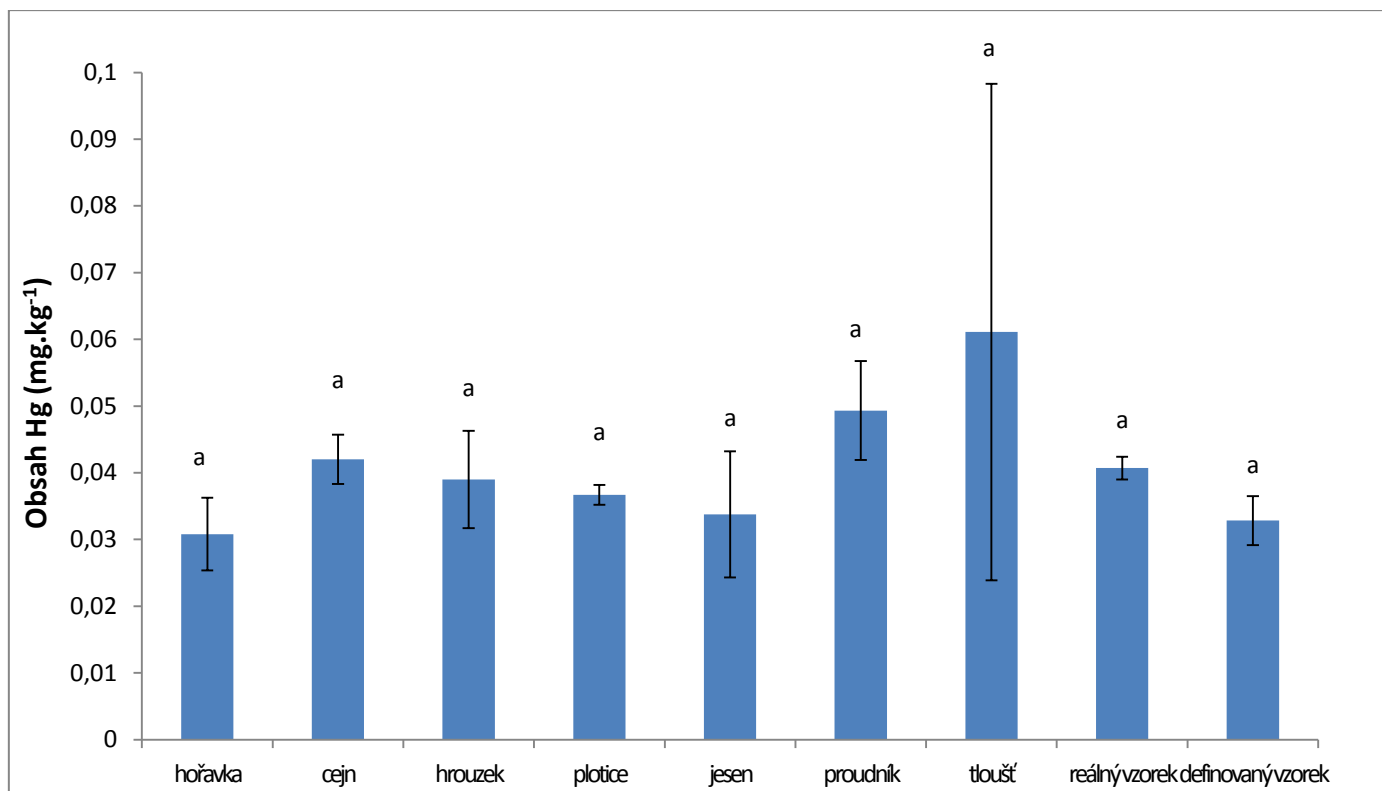
s koncentrací $0,205 \text{ mg.kg}^{-1}$ a rozptylem $\pm 0,158 \text{ mg.kg}^{-1}$ a druhu *Hemiodus unimaculatus* s koncentrací $0,109 \text{ mg.kg}^{-1} \pm 0,105 \text{ mg.kg}^{-1}$. Relativně homogenní hodnoty koncentrací rtuti ve svalovině adultních ryb mohla zapříčinit např. nízká úroveň migrace těchto druhů v podélném profilu toku. Jelikož mezidruhová variabilita koncentrací rtuti u juvenilních ryb se významně nelišila od vnitrodruhové variability adultů, je možno říci, že z hlediska hodnocení kontaminace sledované lokality mají analýzy juvenilních ryb podobnou, ne-li vyšší, vypovídací schopnost než adultní jedinci.

5.2. Porovnání průměrných koncentrací rtuti v homogenátech různých druhů juvenilních ryb

Porovnání průměrných koncentrací rtuti v homogenátech celých těl různých druhů juvenilních ryb ve sledovaných lokalitách je znázorněno na obr. 13 a 14.



Obrázek 13 Porovnání průměrných koncentrací rtuti v homogenátech celých těl juvenilních ryb v lokalitě Děčín



Obrázek 14 Porovnání průměrných koncentrací rtuti v homogenátech celých těl juvenilních ryb v lokalitě Kozly

Z uvedených výsledků je patrné, že jednotlivé druhy juvenilních ryb nevykazují v rámci jedné lokality statisticky významný rozdíl na hladině pravděpodobnosti $p < 0,05$ až na podoustev říční v lokalitě Labe – Děčín. O příčině této skutečnosti je možno pouze spekulovat, nicméně v roce 2013 v průběhu přípravné studie nebyl ve stejné lokalitě prokázán statisticky významný rozdíl mezi podouství říční a ostatními druhy ryb (nepublikovaná data FROV JU). Podobného výsledku dosáhl i Randák a kol., 2006, kteří analyzovali juvenilní druhy ryb proudníka, hrouzka, plotice, tlouště, jesena a zjistili, že výsledky obsahu cizorodých látek jsou u jednotlivých druhů velmi podobné. Z výsledků směsných vzorků je možné usuzovat, že reálný směsný vzorek, který je charakterizován jednoduchým odběrem z důvodu skutečného zastoupení jednotlivých druhů na lokalitě, tak i definovaný směsný vzorek, u kterého je dosaženo stejného hmotnostního poměru mohou velmi dobře charakterizovat úroveň kontaminace lokality.

Při srovnání způsobu odlovu adultních ryb a juvenilních ryb a následné analýzy můžeme tvrdit, že z hlediska ekonomického aspektu je patrné, že vzorkování adultních ryb je finančně mnohem nákladnější. Pokud vzorkujeme adultní ryby na větších

lokalitách (velké toky, nádrže), musíme pro odlovení reprezentativního počtu adultních ryb použít obvykle hlubinný elektrický agregát (pořizovací cena cca 300 tis. Kč), loď (cca 50 – 150 tis. Kč), terénní automobil s vlekem na loď (cca 500 tis. Kč) – celkem tedy téměř 1 mil. Kč na potřebné vybavení. Dále je nutno kalkulovat osobní náklady obsluhy (min. 3 – 4 osoby) a provozní náklady (benzín, režie pracoviště), které obvykle činí kolem 15 000,- Kč/den. Za 1 den se stihnou odlovit obvykle 2 lokality. Naproti tomu pořizovací náklady při monitoringu juvenilních ryb jsou významně nižší. Zahrnují malý nesený agregát (20 – 100 tis. Kč), 2 osoby (cca 8000 Kč / den), běžný automobil (300 tis. Kč) bez vleku a lodi. Za 1 den je možno odlovit až 10 lokalit. Náklady na provádění monitoringu kontaminace vodního prostředí pomocí odlovů a analýz juvenilních ryb jsou přibližně třetinové v porovnání s metodikou využívající adultní jedince. Další nevýhodou analýzy adultních ryb je skutečnost, že v případě porovnávání lokalit musíme odlovit na všech lokalitách stejné druhy ideálně i stejného stáří, což je velmi komplikované a ne vždy se to podaří, dále ve velkých tocích je zcela přirozená a normální migrace adultních ryb (Slavík, 1999), tudíž výsledky nemusí vždy korelovat se zatížením dané lokality. Slavík a kol. (2012) konstatují, že podle současných poznatků v říčním prostředí lze migrace očekávat napříč celým druhovým spektrem. Rozeznávají se migrace, reprodukční, potravní, úkrytové a kompenzační, dále i migrace vyvolané ochranou před predátory, obsazením nového prostředí a migrace závislé na hustotě populace. Další nevýhodou je ekologický faktor – eliminace generačních ryb. Základním principem monitoringu adultních ryb je odlov 6 – 10 jedinců stejného druhu v rámci sledované lokality (Randák a kol., 2013), což může vézt k negativnímu ovlivnění přirozené reprodukce těchto druhů ryb v následujících letech a v menších lokalitách může docházet i k inbreedingu (zvyšování homozygotnosti). Nepřesným jevem je také analýza toxických kovů v rybách pouze ze svaloviny adultních ryb. Ve vzorcích svaloviny jsou převážně nalézány nejvyšší koncentrace Hg, ovšem ve vnitřnostech dochází k mnohem vyšší kumulaci většiny ostatních toxických kovů oproti svalovině (Svobodová a kol., 2002). Dalším problémem analýz adultních ryb je také značné množství biologického odpadu z důvodu potřeby jen malého množství vzorku svaloviny na analýzu. Naopak výhodou analýz adultních ryb je, že na základě výsledků analýz svaloviny se může posoudit jejich hygienická kvalita a jejich porovnání s hygienickými limity pro obsah kontaminantů z pohledu lidské konzumace.

Analýza juvenilních společenstev má mnohé výhody oproti analýze a odlovu adultních ryb. Nespornou výhodou jsou značné finanční úspory na pořízení vybavení k odlovům juvenilních společenstev uvedené výše a také i značná časová úspora vyplývající z jednodušších podmínek pro odlovy. Velkou výhodou vzorkování juvenilních společenstev je fakt, že jsou minimálně ovlivněné umělým vysazováním a lépe tak odpovídají skutečnému ekologickému stavu hodnocené lokality (Randák a kol., 2013). Tomu napomáhá i složení potravy, jelikož společenstvo juvenilních ryb různých druhů přijímá v prvních měsících života velmi podobné spektrum přirozené potravy, tudíž potravu, ve které se nalézá podobný obsah cizorodých látek (Randák a kol., 2006). Dalším faktorem, který napomáhá k přesnějším výsledkům analýz je ten, že dle (Staase a Neumanna, 1996) juvenilní ryby v prvním roce života žijí v mělkých příbřežních zónách s prohrátou vodou, tudíž migrují jen minimálně. Další pozitivní skutečností je fakt, že jsou snáze odlovitelné i ve velkých řekách z důvodu zdržení v mělkých částech řek v blízkosti břehů (Randák a kol., 2006). Doplnkovou a velmi důležitou informací je i to, že se dozvíme, které druhy se v dané lokalitě úspěšně rozmnožují. Z hlediska koncentrace rtuti dosahují juvenilní ryby logicky menších koncentrací než adultní ryby, to je způsobeno tím, že koncentrace rtuti v rybách je závislá na věku, druhu, růstu, životních podmínkách ryby, migracích v průběhu života. Z důvodu celoživotní kumulace rtuti jsou nejvyšší koncentrace nalézány ve starších jedincích (Valová a Jurajda, 2011). Taktéž koncentrace rtuti v organismech narůstá s přibývajícím trofickým úrovněmi (EPA, 1997). Vzhledem k rozvoji analytických metod v posledním období však není problém detekovat i malá množství polutantů (Randák a kol., 2006). Pro analýzu a zhodnocení úrovně kontaminace lokality je potřeba 1 směsný vzorek homogenátu těl juvenilních ryb různých druhů v jakémkoliv poměru (obvykle v reálném), z odlovených ryb není třeba separovat určité části těla, naopak ve vnitřnostech dochází k vyšší kumulaci většiny kovů (Randák a kol., 2006) Množství vzorku 50 – 100 g je dostatečné prakticky pro všechny typy environmentálních analýz. Nevýhodami analýz juvenilních společenstev je nemožnost posouzení hygienického rizika kontaminace těžkými kovy spojenou s konzumací ryb širokou veřejností a neposouzení lokality, kde se juvenilní ryby běžně nevyskytují.

6. Závěr

Na základě získaných výsledků lze konstatovat, že využití juvenilních ryb v rámci hodnocení úrovně kontaminace vodního prostředí je velmi perspektivní metodou umožňující zefektivnění, zpřesnění a zlevnění monitorovacích programů využívajících ryby jako bioindikátory znečištění.

Přehled literatury

Altec, s.r.o., (2002): Pracovní návod pro analyzátor AMA-254., Praha, s. 11 - 18

Baruš, V., Oliva, O. (1995): Mihulovci a ryby; Fauna ČR a SR; Academia, Praha, s. 698

Boe, B.; Egaas, E., (1979): Qualitative and quantitative analyses of polychlorinated biphenyls by gas-liquid chromatography. *Journal of Chromatography*, New York, p. 127-132

Clarkson, T.W., Magos, L., Myers, G.J., (2003): Human exposure to mercury: the three modern dilemmas; *J. Trace Elem. Exp. Med.* 16, p. 321–343.

Copp, G.H., Olivier, J.M., Peňáz, M., Roux A.L., (1991): Juvenile fishes as functional descriptors of fluvial ecosystems dynamics: Applications on the River Rhône, France. *Reg. Rivers*, p. 135-145

Copp, G.H. , (1989): The habitat diversity and fish reproductive function of floodplain ecosystems. *Environ. Biol. Fishes* 26, p. 1-27.

Courtney, K.D., (1979): Hexachlorobenzene (HCB): A Review, *Environmental Research., Bull. Environ. Contam. Toxicol.* p. 225-266.

Craan, A.G. , Haines, D. A., (1998): Twenty-Five Years of Surveillance for Contaminants in Human Breast Milk, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*; p. 702-710.

Croston, N. J., Bubb, J. M., Lester, J. N., (1996): Spatial distribution and seasonal changes in methylmercury concentrations in shallow lakes. *Hydrobiologia* 321, p. 35–45.

Červený, D., Žlábek, V., Velíšek, J., Turek, J., Grabic, R., Grabicová, K., Fedorova, G., Rosmus, J., Lepič, P., Randák, T., (2014): Contamination of fish in important fishing grounds of the Czech Republic; *Ecotoxicology and Environmental Safety* 109, s. 101 - 109

Dobson, S.; van Esch, G.J., (1993): Polychlorinated Biphenyls and Terphenyls, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (IPCS), Geneva, Switzerland, p. 124 - 157

EPA (Environmental Protection Agency): (1997): Fate and Transport of Mercury in the Environment; Mercury study report to congress, Volume 3, p. 1 - 376

Fara, M., (2004): Problematika emisí rtuti; rešeršní studie k zakázce Technických služeb ochrany ovzduší, Praha, s. 95

Fisher, A., Walker, M., Powell, P., (2003): DDT and DDE: Sources of Exposure and How to Avoid Them; Cooperative Extension, The University of Nevada, USA, p. 1 – 6

Havelková, M., Dušek, L., Nemethová, D., Polesczuk, G., Svobodová, Z., (2008): Comparison of mercury distribution between liver and muscle – A biomonitoring of fish from lightly and heavily contaminated localities. *Sensors*, 8: p. 4095 - 4109

Hayes, W. A., (2008): Principles and Method of Toxicology, fifth edition; Informa Healthcare, New York, USA, p. 1 - 2257

Hogan, M.C., (2010): Heavy metal; Encyclopedia of Earth; Dostupné na: <http://www.eoearth.org/view/article/153463/>

Houserová, P., Janák, K., Kubáň, P., Pavlíčková, J., Kubáň, V., (2006): Chemické formy rtuti ve vodních ekosystémech – vlastnosti, úrovně, koloběh a stanovení; *Chemické Listy* 100, s. 862–876

Integrovaný registr znečištění [online], Látky v IRZ [cit. 15. února 2015]. Dostupné na WWW: <http://irz.cz/irz/new/node/20>

Järup, L., (2003): Hazards of heavy metal contamination; Department of Epidemiology and Public Health, Imperial College, London, UK., vol. 68; p. 167 - 182

Jensen, A.A., Slorach, S.A., (1991): Chemical Contaminants in Human Milk, Boca Raton Ann Arbor, Boston: CRC Press, Inc., p. 157 - 189

Jurajda, P., Reichard, M., Hohausová, E., Černý, J. (2001): Comparison of 0+ fish communities between regulated–channelized and floodplain stretches of the River Morava. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 135/2-4, p. 187-202

Jurajda, P., Slavík, O., Adámek, Z., (2006): Metodika odlovu a zpracování vzorku plůdkových společenstev ryb tekoucích vod; Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, Praha, s. 10

Kafka, Z., Punčochářová, J., (2002): Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita; *Chemické Listy* 96, s. 611 – 617

Kehrig, A.H., Malm, O., (1999): Methylmercury in Fish as a Tool for Understanding the Amazon Mercury Contamination; *Applied organometallic chemistry, Appl. Organometal. Chem.* 13, p. 689–696

- Laegdsgaard, P., Johnson, P., (2001): Why do juvenile fish utilise mangrove habitats?; *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 257, p. 229-253
- Maršálek, P., Svobodová, Z., Randák, T., Švehla, J., (2005): Mercury and methylmercury contamination of fish from the Skalka reservoir: A case study. *Acta Vet. Brno*, 74, s. 427 – 434
- Maršálek, P., Svobodová, Z., Randák, T., (2006): Total mercury and methylmercury contamination in fish from various sites along the Elbe river; *Acta vet, Brno*, p. 1-6
- Mathews, C.P., (1971): Contribution of young fish to total production of fish in the River Thames near Reading. *J. Fish. Biol.* 3, p. 157-180.
- MIT Finfish Hatchery online glossary of terms: [cit. 20. února 2015] Dostupné na: <http://seagrants.mit.edu/hatchery/links.html>
- Montgomery, S., Lucotte, M., Rheault, I., (2000): Temporal and spatial influences of flooding on dissolved mercury in boreal resevoirs. *Sci. Total Environ.* 260, p. 147–157.
- Pacyna, E.G., Pacyna, J.M., Pirrone, N., (2002): European emissions of atmospheric mercury from antropogenic sources in 1995, *Atmospheric Environment* 35, p. 2987–2996
- Randák, T., (2010): Vliv kontaminace vodního prostředí na ryby v České republice, Habilitační práce; Vodňany, s. 35 – 40
- Randák, T., Slavík, O., Žlábek, V., Horký, P., (2006): Využití juvenilních ryb v rámci monitoringu kontaminace vodního prostředí cizorodými látkami; Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, Praha, Výzkum pro praxi, 25 s.
- Randák, T., Žlábek, V., Pulkrábová, J., Kolářová, J., Kroupová, H., Šíroká, Z., Velíšek, J., Svobodová, Z., Hajšlová, J., (2009): Effects of pollution on chub in the River Elbe, Czech Republic; *Ecotoxicology and Environmental Safety*72; p. 737 – 746
- Randák, T., Slavík, O., Kubečka, J., Adámek., Z., Horký, P., Turek, J., Vostradovský, J., Hladík, M., Peterka, J., Musil., J., Prehalová, M., Jůza, T., Kratochvíl, M., Boukal, D., Vašek., M., Andreji, J., Dvořák, P., (2013): Rybářství ve volných vodách; FROV JU, Vodňany, s. 434
- Ruprich, J., Řehůřková, I., Drápal, J., Kozáková, M., (2004): Methylrtuť v rybách a rybích výrobcích; Vědecký výbor pro potraviny, Brno, s. 16
- Sadasivaiah, S., Tozan, Y., Breman, G.J., (2007): Dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT) for Indoor Residual Spraying in Africa: How Can It Be Used for Malaria Control?; *m. J. Trop. Med. Hyg.*, 77 (Suppl 6), p. 249–263

- Sampaio da Silva, D., Lucotte, M., Paquet, S., Brux, G., Lemire, M., (2013): Inverse mercury and selenium concentration patterns between Herbivorous and piscivorous fish in the Tapajos River, Brazilian Amazon; *Ecotoxicology and Environmental Safety* 97., p. 17 - 25
- Sedláčková, L., Kružíková, K., Svobodová, Z., (2013): Mercury speciation in fish muscles from major Czech rivers and assessment of health risks; *Food Chemistry* 150; s. 360 - 365
- Schiemer, F., Keckeis, H., Reckendorfer, W., Winkler, G., (2001): The „inshore retention concept“ and its significance for large rivers. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 135, p. 509-516.
- Slavík, O., (1999): Migrace ryb v tekoucích vodách. *Vodní hospodářství* 41, s. 14-15.
- Slavík, O., Jurajda, P., (2001): Metodický návod pro sledování společenstev juvenilních ryb. Praha: VÚV T.G.M., Výzkum pro praxi, sešit 44, s. 40
- Slavík, O., Vančura, Z., (2012): Migrace ryb, rybí přechody a způsob jejich testování; Metodický postup pro návrh, realizaci a možnosti testování funkce rybích přechodů pro žadatele OPŽP; Ministerstvo životního prostředí, Praha, s. 1 - 141
- Staas, S., Neumann, D. (1996): The occurrence of larval and juvenile 0+ fish in the Lower River Rhine. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* , p. 325-332.
- Sunderland, E.M., (2007): Mercury exposure from domestic and imported estuarine and marine fish in the US seafood market. *Environ. Health Perspect.* 115, p. 235–242.
- Svobodová, Z., Žlábek, V., Čelechovská, O., Randák, T., Máchová, J., Kolářová, J., Janoušková, D., (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: p. 339 - 350
- Tong, S., von Schirnding, E.Y., Prapamontol, T., (2000): Environmental lead exposure: a public health problem of global dimensions; *Bulletin of the World Health Organization*, Geneva, vol. 78., p. 1068-1077
- Ullrich, S. M., Tanton, T. W., Abdrashitova, S. A., (2001): Mercury in the aquatic environment: a review of factors affecting methylation. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 31,p. 241–293.
- UNEP (United Nations Environment Programme), (1999): Guidelines for the identification of PCBs and Matherials Containing PCBs; First Issue., p. 1 – 40

Valová, Z., Jurajda, P., (2011): Význam ryb pro sledování přítomnosti cizorodých látek v říčních ekosystémech; živa 4/2011; s. 184 – 185

Valová, Z., Jurajda, P., (2001): Význam ryb pro sledování přítomnosti cizorodých látek v říčních ekosystémech, živa 4/2001, s. 184 - 185

van den Berg, H., (2008): Global status of DDT and its alternatives for use in vector control to prevent disease; Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, Wageningen, the Netherlands, p. 1 - 31

WHO (World Health Organization)., (1990): Methyl Mercury. Environmental Health Criteria, vol. 101. Geneva, p. 321 - 451

Willett, K.L., Ulrich, M.E., Hites, A.R., (1998): Differential toxicity and environmental fates of hexachlorocyclohexane isomers., Environmental Science & Technology, p. 2197-2207

Příloha

Tabulka 1: Charakteristika juvenilních ryb Labe - Děčín

Druh	počet (ks)	průměrná m (g)	celková m (g)
Parma obecná	231	1,6	370,5
Hrouzek obecný	18	2,75	49,4
Plotice obecná	69	2,2	152
Ouklej obecná	54	0,67	36
Podoustev říční	9	5,45	49
Jelec proudník	40	3,1	124
Střevlička východní	16	3,31	53
Jelec tloušť	461	1,66	766

m = hmotnost

Tabulka 2: Charakteristika juvenilních ryb Labe - Kozly

Druh	počet (ks)	průměrná m (g)	celková m (g)
Hořavka duhová	64	1,09	70
Cejn velký	26	0,96	25
Hrouzek obecný	27	1,67	45
Plotice obecná	72	2,57	185
Jelec jesen	8	3,75	30
Jelec proudník	17	2,35	40
Jelec tloušť	487	1,13	550

m = hmotnost

Tabulka 3: Charakteristika adultních ryb odlovených v lokalitě Děčín

Jelec tloušť	věk	CD (mm)	DT (mm)	m (g)
1	7	425	350	905
2	8	460	385	1024
3	6	420	345	730
4	7	405	340	728
5	5	380	320	636
6	8	455	390	1173
7	5	365	310	497
8	10	540	460	1566
9	7	445	380	1020
10	4	225	190	125
Cejn velký	věk	CD	DT	m
1	6	430	335	745
2	8	520	410	1435
3	5	320	255	317

4	6	335	260	369
5	9	485	380	1088
6	7	490	400	1400
7	7	445	350	881
8	8	310	245	294
9	6	330	260	333
10	8	365	295	523

m = hmotnost (g), CD = celková délka těla, DT = délka těla

Tabulka 4: Charakteristika adultních ryb odlovených v lokalitě Kozly

Jelec tloušť	věk	CD (mm)	DT (mm)	m (g)
1	4	270	225	269
2	3	216	182	113
3	3	201	169	94
4	4	310	265	350
5	4	305	255	315
6	5	315	265	380
7	6	330	280	445
8	8	385	335	790
9	5	300	250	360
10	9	450	385	1240

Cejn velký	věk	CD	DT	m
1	9	470	380	1435
2	12	530	430	1810
3	8	450	380	1355
4	6	380	310	645
5	7	420	340	915
6	5	335	260	385
7	6	350	270	490
8	4	275	220	250
9	3	250	200	160
10	2	235	185	135