JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

Pedagogická fakulta

Katedra chemie
Studijní obor: Př-Ch/ZŠ

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Obsah rtuti v rybách z údolní nádrže Jordán v Táboře

Vedoucí diplomové práce:
Ing. Jaroslav Švehla, CSc.

Autor:
Jana Kubecová

2008

Prohlašuji, že jsem svou diplomovou práci vypracovala samostaně na základě vlastních zjištění a materiálů uvedených v seznamu použité 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 Pedagogickou fakultou elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

V Českých Budějovicích, dne..... ……..

Jana Kubecová

Děkuji vedoucímu diplomové práce Ing. Jaroslavu Švehlovi, CSc. za vedení a odbornou pomoc poskytnutou při zpracování této práce.
Dále děkuji paní Hedvice Štolcpartové za pomoc při práci v chemické laboratoři. Za vydatnou pomoc při odchytu ryb bych chtěla poděkovat Miloslavu Verostovi, skupině pracovníků VÚRH – JU Vodňany vedených Ing. Tomášem Randákem, Ph.D., rybářům od firmy Esox – štičí líheň Tábor a dík patří též Jihočeskému rybářskému svazu s pobočkou v Táboře za laskavé svolení k odlovu ryb sítěmi na Jordánu.
Tato práce byla součástí výzkumného záměru ZF JCU: **MSM 6007665806** – *„Trvale udržitelné způsoby hospodaření v podhorských a horských oblastech zaměřené na vytváření souladu mezi jejich produkčním a mimoprodukčním uplatněním.“* A též **MSM 122200003** – *„Interakce chemických složek v ekosystému povrchových vod.“*

ANOTACE

Cílem této práce bylo zjistit aktuální obsah rtuti ve tkáních ryb z údolní nádrže Jordán v Táboře. Porovnat jednotlivé ryby dle druhu, věku a potravní strategie a jejich schopnosti akumulovat rtuť. Byla určena distribuce a vzájemné poměry obsahu celkové rtuti v jednotlivých tkáních dravých a nedravých druhů ryb (svalovina, játra, ledviny). Ke stanovení obsahu celkové rtuti byl použit jednoúčelový atomový absorpční spektrofotometr AMA 254. Výsledky ukazují překročení bývalého hygienického limitu 0,1 $mg.kg^{-1}$ čerstvé hmotnosti ve svalovině nedravých ryb téměř u všech vzorků. Nízký věk dravých druhů ryb byl pravděpodobně příčinou toho, že dřívější hygienický limit (0,5 $mg.kg^{-1}$ č. hm.) byl zaznamenán jen výjimečně (ve svalovině pětiletého bolena dravého, *Aspius aspius*, 0,888 ± 0,041 $mg.kg^{-1}$ č. hm.). Jako srovnávací lokalita k údolní nádrži Jordán byl využit rybník Košín, nacházející se nad ním. Průměrný obsah rtuti ve svalovině zvoleného indikátorového druhu ryby z Jordánu – cejna velkého (*Abramis brama*) ve stáří pět let – činil 0,241 ± 0,080 $mg.kg^{-1}$ č. hm., kdežto ze srovnávací lokality, rybníka Košín, pro stejný druh a stáří ryby jen 0,045 ± 0,008 $mg.kg^{-1}$ č. hm., tj. více než pětinásobek obsahu ve srovnání s nezatíženou lokalitou. Z dosud zjištěných výsledků dále vyplývá, že zatížení ryb rtutí nepřekračuje pro standardního konzumenta „hazard index“ (HI) ani toxikologický limit (maximální doporučená týdenní dávka rtuti z potravy je 1,6 μg MeHg na 1 kg tělesné hmotnosti) dle WHO. Ovšem při intenzivnější konzumaci především dravých ryb z Jordánu např. některými členy rodin sportovních rybářů by mohlo ke vzniku rizika z konzumace dojít (tj. HI > 1). Další práce by se v této oblasti měly proto zaměřit na sledování obsahu rtuti ve tkáních především dravců vyšší věkové kategorie.

Klíčová slova: rtuť, ryba, údolní nádrž Jordán, hazard index, poměr játra/sval

ANNOTATION

The aim of those study was to find out an up-to date content of mercury in the tissues of fish in the dam reservoir Jordan in Tabor. To compare particular fish according to their species, age and dietary strategy and their capability to accumulate mercury. The distribution and the mutual rates of total content of mercury in particular tissues of carnivorous and non-carnivorous species of fish were determined (muscle, liver, kidneys). Dedicated atomic absorption spectrophotometer AMA 254 was used to determine the total content of mercury. The results show that exceeding the former hygienic limit 0.1 $mg.kg^{-1}$ w. w. in the muscle of non-carnivorous fish with almost all samples. It was the low-age carnivorous species of fish was probably the cause that the hygienic limit (0,5 $mg.kg^{-1}$ w. w.) was exceeded only rarely (in the muscle a five-year-old asp, *Aspius aspius*, 0,888 ± 0,041 $mg.kg^{-1}$ w. w.). The pond Kosin located above the dam reservoir Jordan was exploitation as a comparative locality. The average content of mercury in the muscle of selected indicator species of fish in the reservoir Jordan - bream large (*Abramis brama*) at the age of 5 years - it was 0,241 ± 0,080 $mg.kg^{-1}$ w. w., whereas from comparative locality, from the pond Kosin, for the same species and age of fish it was only 0,045 ± 0,008 $mg.kg^{-1}$ w.w., i.e. more than five times more of the content in comparison with an unweighted locality. The realized results also show that the burden of the fish with mercury for a common consumer does not exceed neither the „hazard index“ (HI) nor the toxicological limit (the maximum recommended ration a week from the food is 1,6 μg MeHg per 1 kg of body weight according) to the WHO. However, with more intensive consumption of mainly carnivorous fish from the reservoir Jordan, e.g. of the sport fishermen´s family members, it could cause risk from this consumption (i.e. HI > 1). Further work should be aimed at monitoring of the content of mercury in the tissues of mainly predators of higher age category.

Keywords: mercury, fish, dam reservoir Jordan, hazard index, ratio liver/muscle

OBSAH

1. ÚVOD **8**
2. LITERÁRNÍ PŘEHLED **9**
2.1. Charakteristika rtuti 9
2.1.1. Formy rtuti 9
2.1.2. Využití rtuti 11
2.1.3. Výskyt rtuti v životním prostředí 12
2.1.4. Účinky rtuti na lidské zdraví a zvířata 15
2.1.5. Toxicita rtuti 17
2.1.6. Koloběh rtuti v ekosystému 19
2.1.7. Vstup rtuti do potravního řetězce vodních ekosystémů 20
2.1.8. Rtuť v rybím organismu 21
2.2. Rtuť a selen 23
2.3. Příklady globálního znečištění hydrosféry rtutí 24
2.4. Charakteristika odlovených ryb 28
2.4.1. Bolen dravý (*Aspius aspius*) 28
2.4.2. Cejn velký (*Abramis brama*) 29
2.4.3. Cejnek malý (*Blicca bjoerkna*) 31
2.4.4. Karas obecný (*Carassius carassius*) 32
2.4.5. Okoun říční (*Perca fluviatilis*) 33
2.4.6. Tolstolobik bílý (*Hypophthalmichthys molitrix*) 34
3. METODIKA **36**
3.1. Charakteristika území 36
3.2. Charakteristika údolní nádrže Jordán 36
3.3. Charakteristika rybníka Košín a Košínského potoka 39
3.4. Odběr a zpracování vzorků ryb 39
3.5. Metodika stanovení rtuti 40
3.6. Výpočet rizikových ukazatelů pro Hg 41
4. VÝSLEDKY A DISKUSE **42**
4.1. Obsah celkové rtuti ve tkáních ryb z údolní nádrže Jordán 42
4.2. Obsah rtuti u jednotlivých druhů ryb z údolní nádrže Jordán 43
4.2.1. Cejnek malý 43
4.2.2. Cejn velký 45

4.2.3. Bolen dravý 46
4.2.4. Okoun říční 48
4.2.5. Tolstolobik bílý 48
4.3. Porovnání obsahu celkové Hg ve tkáních benthofágních druhů ryb 49
4.4. Porovnání obsahu celkové Hg ve tkáních dravých druhů ryb 50
4.5. Obsah celkové rtuti ve tkáních ryb z rybníka Košín 51
4.6. Obsah rtuti u jednotlivých druhů ryb z rybníka Košín 52
4.6.1. Cejn velký 52
4.6.2. Karas obecný 52
4.7. Porovnání údolní nádrže Jordán a rybníka Košín 53
4.8. Poměr játra/svalovina, ledviny/svalovina 54
4.8.1. Nedravé druhy ryb z údolní nádrže Jordán 54
4.8.2. Dravé druhy ryb z údolní nádrže Jordán 55
4.8.3. Nedravé druhy ryb z rybníka Košín 56
4.8.4. Porovnání poměrů z údolní nádrže Jordán a rybníka Košín 57
5. ZÁVĚR 59
6. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY 62
7. PŘÍLOHY 70

1. ÚVOD

Údolní nádrž Jordán v Táboře je nejstarší nádrží ve střední Evropě. Vznikla v roce 1492 a sloužila jako zásobárna a zdroj vody pro město Tábor. V roce 1936 se stala vodárenskou nádrží. Do nádrže z povodí ovšem přitékalo zvýšené množství živin, které vedlo každoročně ke vzniku vodního květu. Proto se v roce 2000 Jordán přestal užívat jako zdroj pitné vody. V současné době slouží hlavně k rekreačním účelům a ke sportovnímu rybolovu.

Na údolní nádrži Jordán byl v letech 2003 až 2004 prováděn monitoring obsahu rizikových prvků ve vodě a v sedimentech. Průměrné hodnoty rtuti ve vodě byly poměrně nízké, avšak v sedimentech významně převyšovaly přípustné limity dle Vyhlášky Ministerstva životního prostředí č. 13/1994 Sb. Nejvhodnějším materiálem ke zjišťování stupně kontaminace vodního prostředí rtutí jsou ryby a to ryby dravé, vyššího věku a vyšší hmotnosti. Nejvyšší akumulace rtuti je u nich nalézána, protože představují koncový článek potravního řetězce. Ryby jsou navíc důležité i z hospodářského a potravinářského hlediska, neboť představují kvalitní a doporučenou potravinu.

Cílem diplomové práce bylo zjištění obsahu rtuti ve tkáních ryb z údolní nádrže Jordán a posoudit, zda by překračovaly dřívější hygienické limity stanovené Vyhláškou Ministerstva zdravotnictví ČR č. 53/2002 Sb. Zjistit, v kterých orgánech se rtuť nejvíce hromadí a jaký vliv má na akumulaci rtuti druh ryby, její věk a potravní strategie. Dále porovnání poměru obsahu celkové rtuti v jednotlivých tkáních (játra, ledviny) vzhledem ke svalovině. Údolní nádrž Jordán slouží ke sportovnímu rybolovu a je tedy třeba posoudit, zda ryby z této nádrže jsou vhodné ke konzumaci.

2. LITERÁRNÍ PŘEHLED

2.1. Charakteristika rtuti

Rtuť je těžký, toxický, kovový prvek. Slouží jako součást slitin (amalgámů) a jako náplň různých přístrojů (teploměry, barometry). Je jediným kovem, který je za normálních podmínek kapalný (Holoubek, 2004). Rtuť znali již starověcí Féničané, Řekové, Kartaginci i Římané. V životním prostředí se rtuť nachází v různých chemických a fyzikálních formách (Bencko a kol., 1995).

Je obsažena také ve fosilních palivech. Zdroji možných úniků rtuti do životního prostředí proto nejsou jenom provozy, kde se přímo vyrábí či používá, ale také zdroje spalující fosilní paliva. Elementární rtuť je vzácná. Z dvaceti minerálů s obsahem rtuti je nejhojnější rumělka (cinabarit, HgS), která je hlavním průmyslovým zdrojem rtuti. K dalším zdrojům rtuti v přírodě patří rtuťonosný tetraedrit a tenantit. Sekundárními zdroji rtuti jsou odpady (např. teploměry, barometry, zářivky, výbojky, baterie atd.) (Holoubek, 2004).

K největším zdrojům úniků rtuti do životního prostředí patří chemický průmysl, a to zejména chemické podniky, ve kterých se rtuť používá při výrobě alkalických hydroxidů a chloru. Rtuť je využívána v tzv. amalgámovém postupu, kdy plní funkci katody (záporná elektroda). Na území ČR se takto vyráběl chlor ve Spolaně Neratovice a ve Spolchemii v Ústí nad Labem. Oba podniky v každé fázi výrobního procesu produkovaly velké množství plynných, kapalných i pevných odpadů s obsahem rtuti, které představují velké zatížení životního prostředí (http://bezjedu.arnika.org/chemicka-latka.shtml?x=214885). K velkým zdrojům emisí rtuti do ovzduší patří také tepelné elektrárny spalující uhlí, vyluhování z odpadů obsahujících sloučeniny rtuti na skládkách, spalování odpadů ve spalovnách, krematoria, výroba cementu (Houserová a kol., 2006).

2.1.1. Formy rtuti

Elementární rtuť

Elementární rtuť je takový kov, který je při normální teplotě kapalný (bod t. -38,9°C) s poměrně vysokou tenzí par a kromě vzácných plynů je jediným prvkem, jehož páry jsou téměř výhradně jednoatomové (Houserová a kol., 2006) a ihned po nádechu jsou distribuovány do plicních sklípků (Merian, 1991).

V atmosféře se vyskytuje především jako výpary, kde vzniká fotolýzou dimethyl – rtuti. Ve formě srážek se pak následně dostává do vodního a terestrického prostředí (Kalač, Tříska, 1998). Obsah této formy rtuti v atmosféře činí přibližně 18 $mg.m^{-3}$. Z toxikologického hlediska má značný význam především rtuť ve formě výparů, protože má relativně vysoký plynný tlak a obsahuje vždy určité množství vody a rozpuštěné tuky (Merian, 1991).

Anorganické formy rtuti

Rtuť existuje v iontové formě Hg^{2+} (rtuťnaté soli) a Hg^{1+} (rtuťné soli) = sloučeniny Hg^{2+} naadované na Hg^0. Asi nejznámějšími zástupci solí obsahující rtuť jsou chloridy. Chlorid rtuťnatý ($HgCl_2$), známý jako sublimát, se dříve používal jako antiseptikum. Tato sloučenina je ve vodě velmi dobře rozpustná a současně mimořádně toxická. $HgCl_2$ v roztoku prakticky vůbec nedisociuje jako běžné iontové soli, ale v roztoku nalézáme pouze solvatované molekuly $HgCl_2$. Je to však prudký jed a ve středověku bylo jeho použití jako jedu velice rozšířené (Jursík, 2002).

Chlorid rtuťný (Hg_2Cl_2 = kalomel) je nerost, jehož tvrdost činí 1 – 2 (dle Mohsovy stupnice tvrdosti), hustota 6,4 – 6,5 $g.cm^{-3}$, krystalizující ve čtverečné soustavě. Většinou má bílou, šedou, žlutou popř. hnědavou barvu. Je poměrně málo rozpustný ve vodě (2 mg/l při 25°C), a proto je také méně toxický než ostatní ve vodě rozpustné slučeniny rtuti. Dříve byl hojně používán v lékařství, ale jeho vážným nedostatkem bylo velké nebezpečí kontaminace rozpustnějším, silně jedovatým $HgCl_2$ (Houserová a kol., 2006).

Nejméně rozpustnou formou rtuti je rumělka (cinabarit) HgS, jejíž rozpustnost ve vodě je pouze 10 $ng.l^{-1}$ (Bauer, Tvrz, 1988). Od pradávna se používala jako barvící pigment. Kromě využití v malířství byla např. ve starověkém Egyptě přidávána i do líčidel a jiných kosmetických přípravků (Jursík, 2002).

Fulminát rtuťnatý $Hg(CNO)_2$ je znám jako třaskavá rtuť. Tato sloučenina dodnes slouží k výrobě velmi často používaných pyrotechnických rozbušek. Je velmi silně senzitivní vůči zvýšení teploty (např. třením, úderem) (Jursík, 2002).

Organické sloučeniny rtuti

Organické sloučeniny rtuti se skládají z různých chemických struktur, ve kterých je rtuť vázána na uhlík kovalentní vazbou. Pro chemické účely jsou organické sloučeniny rtuti obvykle děleny na tři skupiny a sice alkylrtuť (metyl – a etylrtuť), arylrtuť (phenylrtuť) a skupinu aloxyalkylových diuretik obsahujících rtuť. Hlavním rozdílem mezi jednotlivými typy sloučenin je stabilita vazby C – Hg, která má největší význam pro reakce probíhající

in vivo. Sloučeniny (složky) obsahující alkylrtuť jsou tudíž více odolné biodegradaci než složky obsahující arylrtuť nebo alkoxyalkylrtuť (Clarkson, 1997).

Nejvýznamnějším zástupcem alkylrtuti je methylrtuť. Rtuťnaté kationy vzniklé oxidací mohou být methylovány anaerobními bakteriemi (např. rodu Methanobacterium) především v sedimentech a mohou vytvářet monomethylrtuť CH_3Hg^+ nebo dimethylrtuť $(CH_3)_2Hg$, souhrnně označované jako methylrtuť. Tyto formy jsou mírně rozpustné (1 – 2 μg/l) a dostávají se tak do vodního sloupce. Při vyšším pH se tvoří více dimethylrtuti a vzhledem k její těkavosti se dostává snadno do atmosféry. V neutrálních nebo mírně kyselých podmínkách převažuje monomethylrtuť, která zůstává v nízkých koncentracích ve vodě. Protože je monomethylrtuť relativně lipofilní, dochází k jejímu rozdělování do bioty a je zakoncentrována v potravním řetězci. Dimethylrtuť se uvolňuje do atmosféry a její fotolýzou vzniká elementární rtuť. Z vody přechází část methylrtuti do vodních organismů (ryby, korýši, měkkýši). Téměř všechna rtuť nalezená v rybách je ve formě methylrtuti (80-100%). Naproti tomu u mořských savců (tuleni, kytovci) bylo zjištěno, že téměř všechna rtuť je anorganická, což znamená, že tito rybami se živící savci mohou demethylovat organortuťnaté sloučeniny (pravděpodobně v játrech) a ukládat rtuť v anorganické formě (Kalač, Tříska, 1998).

2.1.2. Využití rtuti

Nejvýznamnější uplatnění v praxi má rtuť ve formě svých slitin s jinými kovy – amalgámy. Ochotně je vytváří s Au, Ag, Cu, Zn, Cd, Na, naopak s železnými kovy jako jsou Fe, Ni a Co nevznikají vůbec (Jursík, 2002).

Dentální amalgámy

V běžném životě se nejčastěji setkáme s amalgámy dentálními, používanými v zubním lékařství jako velmi odolná výplň zubu po odstranění zubního kazu. V současné době se používají amalgámy, které vzniknou smísením rtuti se slitinou stříbra, mědi a cínu. Poměr posledních tří prvků se liší podle jednotlivých výrobců a obchodních značek, ale obvykle je výsledný amalgám tvořen přibližně stejným váhovým množstvím rtuti jako sumy zbývajících kovových prvků. Přestože se v současné době používá amalgám v dentální medicíně stále méně a je nahrazován různými plastickými polymery, jsou jeho mechanické vlastnosti stále nejlepší ze všech zubních výplní. Proto jej většina zubních lékařů používá především k výplním stoliček, kde nevadí jeho estetická nevzhlednost (tmavá barva), ale plně se uplatní jeho tvrdost a dlouhodobá mechanická odolnost (Jursík, 2002).

Fyzikální přístroje

Elementární rtuť se používá jako náplň různých jednoduchých fyzikálních přístrojů – teploměrů a tlakoměrů na měření atmosférického a tělesného tlaku. Ještě v nedávné době bylo zvykem udávat atmosférický tlak v mm rtuťového sloupce, přičemž normální tlak měl hodnotu 760 mm Hg. Dobré elektrické vodivosti rtuti se občas využívá ke konstrukci sklopných spínačů elektrického proudu (Jursík, 2002).

Výbojky

Elektrický výboj v prostředí rtuťových par s nízkým tlakem spolu s různými inertními plyny vyvolává silné světelné vyzařování ve viditelné oblasti spektra a slouží tak při výrobě osvětlovacích těles s vyšší světelnou účinností, než klasické žárovky s wolframovým vláknem. Zářivkové trubice tak obsahují malé množství rtuti a je třeba dbát zvýšené opatrnosti při jejich likvidaci (Jursík, 2002).

Polarografie

Elektrochemická analytická technika – polarogafie je založena na měření intenzity elektrického proudu mezi rtuťovou kapkovou a referentní elektrodou v závislosti na elektrickém potenciálu vloženém na tyto elektrody. Při měření se obě elektrody ponoří do analyzovaného roztoku a zaznamenává se intenzita proudu procházejícího mezi elektrodami při plynulé změně potenciálu. Analyzované ionty obsažené v roztoku se postupně redukují podle svého redox potenciálu a intenzita dosaženého proudu (limitní difuzní proud) je mírou koncentrace měřené látky (Jursík, 2002).

2.1.3. Výskyt rtuti v životním prostředí

Rtuť je prvek. Z toho vyplývá, že se bude na Zemi vyskytovat vždy. Lidská činnost však velmi změnila výskyt tohoto prvku v životním prostředí. V přírodě se rtuť vyskytuje poměrně vzácně i jako elementární prvek. Průměrný obsah činí kolem 0,1 – 0,3 $mg.kg^{-1}$. I v mořské vodě je její koncentrace téměř na hranici měřitelnosti - 0,03 mikrogramu v jednom litru. Předpokládá se, že ve vesmíru připadá na jeden atom rtuti přibližně 120 miliard atomů vodíku (http://cs.wikipedia.org/wiki/Rtu%C5%A5#column-one).

Hlavním minerálem a zdrojem pro výrobu je však sirník rtuťnatý, HgS, česky rumělka neboli cinabarit (viz. příloha č.8). Největší světová ložiska tohoto nerostu se nacházejí ve

Španělsku, Slovinsku, Itálii, USA a Rusku (Jursík, 2002). Přírodní rumělka se zpracovává výhradně žárovou cestou. Při pražení je síra oxidována na oxid siřičitý, kdežto rtuť se uvolňuje v podobě par, které kondenzují v jímadle (Bencko a kol, 1995).
Rovnice pro výrobu rtuti z rumělky:

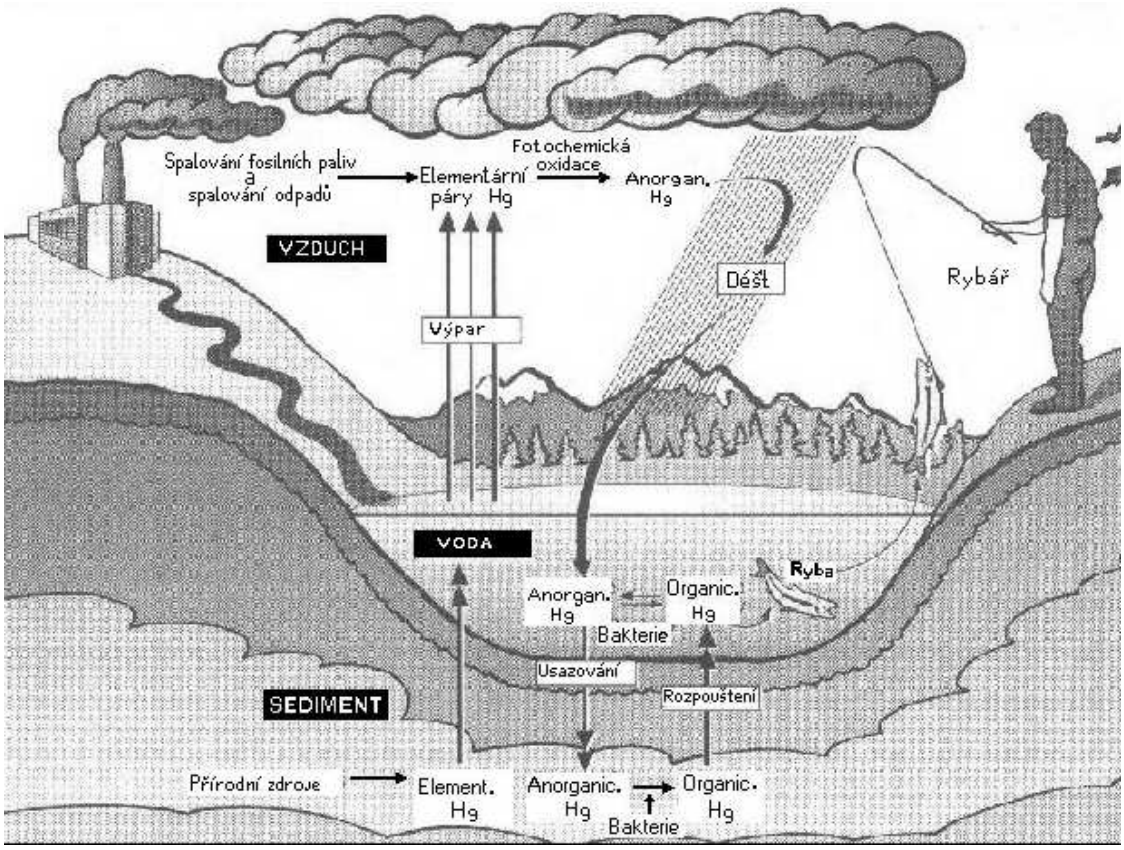
$$HgS + O_2 \rightarrow Hg + SO_2$$

Další možností získání elementární rtuti ze sulfidických rud je její redukce kovovým železem nebo pražení rudy s přídavky oxidu vápenatého, kde probíhá následující reakce:

$$4\ HgS + 4\ CaO \rightarrow 4\ Hg + 3\ CaS + CaSO_4$$

Vzniklé rtuťové páry jsou ochlazovány, dochází k jejich kondenzaci a produktem je poměrně velmi čistá kovová rtuť. Proces destilace rtuti je i spolehlivým způsobem jejího čištění a rafinace (Jursík, 2002).

Jak se rtuť dostává do životního prostředí upřesňuje následující obrázek (Schettler et al., 2000).



Obr. č. 1: Oběh rtuti v životním prostředí

Rtuť nachází rozsáhlé použití v nejrůznějších průmyslových odvětvích. Z lidských činností se jí dostává globálně do životního prostředí asi 10 000 tun ročně, ale minimálně dalších 30 000 tun ročně se dostává do životního prostředí vypařováním rtuti ze zemského povrchu a oceánů. Poměr rtuti z antropogenních a přirozených zdrojů v životním prostředí se dříve často udával jako 1 : 4 (Fitzgerald et al., 1991). V poslední době atropogenní zdroje činí 60 – 80 % (Toxicological Profile for Mercury, 1999).

Hlavní využití rtuti spočívá v elektrovybavení, průmyslovém využití, užití v lékařství (teploměry, amalgámy) a zemědělství (fungicidy). Velký zdroj rtuti představují také fosilní paliva, kde se rtuť vyskytuje až v 1 000krát vyšších koncentracích než v okolním prostředí. Využití těchto paliv v celosvětovém měřítku značně poškodilo v posledních letech životní prostředí. Pouze asi 20 % rtuti na planetě je recyklováno, zbytek přechází do vody a atmosféry (Janoušková, 2002).

Mezi antropogenní zdroje rtuti patří:

průmyslová výroba: Výroba acetaldehydu a vinylchloridu (ve většině států již zakázána). Nejznámější případ takovéto kontaminace životního prostředí se odehrál v zálivu Minamata (Japonsko). Dále je to elektrolytická výroba chloru a alkalických hydroxidů, kde se rtuť používá jako elektroda (Kalač, Tříska, 1998). V papírenském průmyslu bývaly sloučeniny rtuti využívány k zabránění množení slizotvorných bakterií (Lodenius, 1990).

nátěrové hmoty: Rtuť může dosud tvořit základ některých speciálních barev, především ochranné nátěry lodních trupů a dále tam, kde je nutné, aby barva měla baktericidní a fungicidní účinek (Kalač, Tříska, 1998).

farmaceutické preparáty: Sloučeniny rtuti tvořily účinnou bázi diuretik a antiseptik, které byla užívána k léčbě kožních chorob (Kalač, Tříska, 1998).

zemědělská výroba: Organortuťnaté sloučeniny se stále ještě mohou používat v některých rozvojových zemích jako mořidla osiva obilí (např. fenylmerkuriacetát). Rtuť byla také používána ve fungicidních přípravcích. Nesprávné zacházení s těmito přípravky vedlo k mnoha otravám, především v rozvojových zemích (Kalač, Tříska, 1998).

spalování fosilních paliv: Uhlí a ropa obsahují různá množství rtuti a jejich spalováním se rtuť uvolňuje do atmosféry, roční úroveň emisí z těchto zdrojů činí přibližně 5 000 tun (Kalač,

Tříska, 1998). Světové údaje uvádějí rozmezí průměrů rtuti 0,01 – 3,3 $mg.kg^{-1}$. Emitovaná rtuť významně znečišťuje životní prostředí nejen v místě spalování, ale je rozptylována po celé Zeměkouli a kontaminuje touto cestou i půdu (Holoubek, 2004).

skládky odpadů: Zemědělská půda je kontaminována rtutí použitím čistírenských kalů jako organických hnojiv. Aplikací kalů do půdy se řeší i problém likvidace velkého množství kalů, které se hromadí v čistírnách odpadních vod. Bylo prokázáno, že těžké kovy včetně rtuti obsažené v kalech mohou kontaminovat nejen půdu, ale sekundárně i na ní rostoucí vegetaci (Holoubek, 2004).

2.1.4. Účinky rtuti na lidské zdraví a zvířata

Rtuť je velmi toxická látka, jejímž vlivem dochází ke zničení či porušení struktury bílkovin v buňkách (Holoubek, 2004). Působení rtuti může vyvolat neurologické a reprodukční potíže, popřípadě vývojové abnormality u dětí. Celá staletí lidé získávali rtuť z ložisek hluboko v zemi a hromadili ji v biosféře. Došlo k narušení přirozeného cyklu tohoto prvku. Koncentrace rtuti v atmosféře, půdě a oceánech dramaticky stoupla. Cyklus rtuti je velmi pomalý, což znamená, že rtuť uvolněná lidskou činností zůstane v systému po dlouhou dobu (Kleňhová, 2005). Organické sloučeniny rtuti mají mimořádně velkou schopnost hromadit se v organismech a přenášet se dále potravním řetězcem. Z tohoto důvodu je někdy rtuť v organických sloučeninách (tzv. methylrtuť) řazena k perzistentním organickým látkám. Je stejně jako podobně se chovající kadmium kumulativním jedem. Z organismu se vylučuje jen velmi pozvolna a obtížně, jeho většina se přitom koncentruje především v ledvinách a v menší míře i v játrech a slezině. Bylo prokázáno, že rtuť může v ledvinách setrvat až desítky let. Právě ty jsou při chronické otravě rtutí nejvíce ohroženy. Projevy chronické otravy bývají často následující: - od studených končetin, vypadávání vlasů, přes zažívací poruchy, různé neurologické a psychické potíže až po závažné stavy jako např. chudokrevnost, léčbě odporující chronická candidóza, revmatické choroby či onemocnění ledvin. Při jednorázové vysoké dávce rtuti se dostavují bolesti břicha, průjmy a zvracení (http//:cs.wikipedia.org/wiki/Rtu%C5%A5#column-one).

Organické sloučeniny rtuti procházejí velmi snadno do mozkových tkání, zárodku a vajec. V případě otravy organortuťnatými sloučeninami dochází k neurologickým poruchám, což může být histopatologicky pozorováno jako nekróza neuronů. U ptáků je vysoká koncentrace rtuti doprovázena snížením počtu kladených vajec, omezeným líhnutím mláďat

spolu s jejich vysokou úmrtností. Přesný mechanismus účinku rtuti v těchto případech není znám, ale vědci se domnívají, že dochází k vyřazení důležitých enzymů z činnosti (Kalač, Tříska, 1998).

Do organismu se rtuť dostává hlavně potravou. Z potravin jsou rizikovým faktorem především vnitřnosti (játra, ledviny) nebo ryby, které byly kontaminovány rtutí při svém růstu. Rizikové mohou být i zemědělské plodiny, pěstované na půdě zamořené rtuťnatými sloučeninami ať již z průmyslových zdrojů nebo nevhodně použitými přípravky k hubení zemědělských škůdců. Zvláště nebezpečné jsou organokovové sloučeniny rtuti, které se mohou snadno dostat do živých tkání a to například i pouhým stykem s pokožkou. Tyto sloučeniny se mohou dostávat do životního prostředí např. rozkladem různých organických sloučenin s obsahem rtuti nebo i metabolickými pochody mikroorganismů při styku s rtutí. Nejčastěji uváděným příkladem je dimethylrtuť, (CH_3)-Hg-(CH_3), kde je jako smrtelná dávka pro dospělého člověka uváděno již 0,1 ml této kapalné substance (http://cs.wikipedia.org/wiki/Rtu%C5%A5#column-one).

Toxicita jednotlivých sloučenin je závislá především na jejich rozpustnosti ve vodě. Z tohoto pohledu jsou nejvíce rizikové sloučeniny dvojmocné rtuti Hg^{2+}, které jsou, nebo spíše bývaly, užívány jako jedy pro hubení hlodavců a jiných zemědělských škůdců. Naopak toxicita samotné elementární rtuti je prakticky nulová, protože jen obtížně vniká do organických tkání. Mnohem škodlivější jsou její páry, které se však za běžných podmínek do atmosféry dostávají velmi pomalu (http://cs.wikipedia.org/wiki/Rtu%C5%A5#column-one).

Do lidského těla se rtuť dostává vdechováním, zažívacím traktem a difúzí pokožkou. Z těla se vylučuje až několik let. Byla nalezena například i v mléce kojících žen, které byly v kontaktu s tímto kovem. Biologický poločas vyloučení u člověka je pro elementární rtuť 58 dní, u anorganických sloučenin 30 - 60 dní a u dimethylrtuti 70 - 74 dní. Játra rychle kumulují rtuť a vylučují ji žlučí do střev. Dimethylrtuť je z 1/3 vyloučena z organismu a ze 2/3 vstřebána zpět do krve. V játrech se z dimethylrtuti částečně uvolňuje rtuť, která je opět žlučí vylučována do střev a je vázána na bílkovinný nosič (Holoubek, 2004).

Výzkum rtuti obsažené v atmosféře stále pokračuje a několik věcí je již dobře známo. Rtuť urazí ve vzduchu velké vzdálenosti a její efekt se může projevit daleko od regionu, z něhož byla vypuštěna. Dobrým příkladem je arktický ekosystém. Původní obyvatelstvo této oblasti je vystaveno riziku konzumace rtuti, která se může v tradičních pokrmech vyskytovat ve vysokých koncentracích ve formě methylrtuti. Na začátku sedmdesátých let se íránští zemědělci otrávili semeny, která byla předtím ošetřena pesticidy na bázi rtuti. Nedávno se

objevily studie efektu malých koncentrací methylderivátu rtuti na lidské zdraví. Tyto studie byly provedeny na Faerských ostrovech, Seychelách a na Novém Zélandu. Na Faerských ostrovech byl výzkum prováděn na těhotných ženách, které snědly část testovaného velrybího masa. Vědci nalezli korelaci mezi vystavením se methylderivátu rtuti a negativními vlivy na paměť, řeč a pozornost (Kleňhová, 2005).

2.1.5. Toxicita rtuti

Elementární rtuť a její sloučeniny (anorganické i organické) jsou vysoce jedovaté látky, které způsobují akutní i chronické otravy. Toxicita je dána zejména reakcí rtuťnatého kationu se sulfhydrylovými skupinami (-SH) biomolekul s následnou změnou propustnosti buněčných membrán a poškozením nitrobuněčných enzymů (kationy rtuti i ve velmi malých koncentracích inhibují některé enzymové reakce vazbou na aktivní centra enzymů). Anorganické formy jsou považovány za méně toxické než organické. Toxicita elementární rtuti a jejich sloučenin roste v řadě: anorganické rtuťnaté soli < páry elementární rtuti < alkyl (především methyl) rtuťnaté sloučeniny (Bencko, 1995).

Požití kovové rtuti k otravě nevede. Avšak vdechování par rtuti již v množství 2,5 g může vést ke smrti. Jedovaté jsou dvojmocné soli rtuti – chlorid rtuťnatý, kyanid rtuťnatý, jodid rtuťnatý, oxid rtuťnatý. Smrtelná dávka se u nich pohybuje od 0,6 do 2 g. Mezi akutní a chronickou intoxikací organickými sloučeninami nejsou velké rozdíly. Alkylsloučeniny významným způsobem poškozují zejména centrální nervový systém, dochází k atrofii mozku se ztenčením vrstvy mozkové kůry (Merian, 1991). Tyto změny jsou provázeny histologickými změnami v mozkové hmotě. Výraznými klinickými příznaky jsou porucha chování, řeči, polykání a sluchu. Typický je i svalový třes a zúžení zorného pole. Histologické změny jater a ledvin jsou v případech chronické intoxikace méně výrazné, ale kvalitativně stejné (Clarkson, 1997).

V posledních letech se stále poukazuje na možné teratogenní a neurotoxické účinky organických forem (Bencko, 1995). Prokázalo se, že rtuť je schopna proniknout přes placentární bariéry a intoxikovat plod. Intenzita průniku je dána chemickou vazbou rtuti. Nejmenší schopnost průniku má anorganická rtuť, vyšší je u arylrtuťnatých sloučenin, nejvyšší pak u alkylrtuťnatých sloučenin. Placenta může do určité míry ochránit plod před akutní intoxikací methylrtutí. V případech chronických zátěží mateřského organismu rtutí bylo naopak zjištěno, že plod doslova vychytává rtuť přestupující placentou a kumuluje ji

především v mozku a červených krvinkách. Rtuť rovněž negativně ovlivňuje životnost spermií i přežívání embryí (Klavenkamp et al., 1983).

Organické sloučeniny rtuti mají mimořádně velkou schopnost akumulovat se v organismech a přenášet se dále potravním řetězcem. Z toxikologického hlediska je pro teplokrevné živočichy nejnebezpečnější methylrtuť. Například v rybách je přítomna převážně v této formě (Pitter, 1999).

Aktuální letální koncentrace anorganických sloučenin rtuti se pohybují v rozmezí 0,3 až 1,0 $mg.l^{-1}$ pro lososovité ryby a v rozmezí 0,2 až 4,0 $mg.l^{-1}$ pro kaprovité ryby v závislosti na fyzikálně chemických vlastnostech vody. Akutní letální koncentrace organických sloučenin rtuti jsou u lososovitých ryb 0,025 až 0,125 $mg.l^{-1}$ a u kaprovitých ryb 0,2 až 0,7 $mg.l^{-1}$ (Cibulka a kol., 1991).

Jedním z nejzávažnějších případů otravy chronickou rtutí je případ obce Minamata v Japonsku, kde v roce 1952 zemřelo 52 lidí, což bylo způsobeno rybami tvořícími hlavní součást potravy malé rybářské obce. Původcem byla místní chemická továrna, kde se rtuťnaté soli používaly při výrobě acetylenu z acetaldehydu a kapalné odpady byly vypouštěny do moře (Greenwood, Earnshaw, 1993). Do mořského zálivu Minamata uniklo v letech 1932 – 1970 s průmyslovými odpadními vodami 600 tun rtuti. Požití ryb z tohoto zálivu vyvolalo u lidí onemocnění nazývané „nemoc Minamata“. Ta se projevuje poruchami funkce centrálního nervového systému, které vedou v těžších případech k částečnému nebo úplnému oslepnutí, ke ztrátě sluchu i řeči apod. V důsledku neurologických otrav zemřelo a bylo těžce postiženo asi 800 lidí z rodin rybářů a přinejmenším 40 dětí bylo postiženo vrozenými vadami. Navíc došlo k četným potratům a neplodnosti. Postižení plodu bylo závažnější než postižení matek, protože rtuť se ukládá především v plodu (Svobodová a kol, 1987).

Výzkumy potvrdily, že příčinou otrav byl chlorid methylrtuťnatý, který se nahromadil v rybách a v mořských korýších. Rtuť z odpadních vod se hromadila v sedimentech zátoky, byla zde methylována mikroorganismy a zachycována fytoplanktonem a zooplanktonem, který konzumovaly ryby a korýši. O hodnotách rtuti v těchto rybách neexistují žádné konkretní údaje, protože sloučeniny rtuti jako původci onemocnění byly poznány později. Odhaduje se zhruba 20–40 $mg.kg^{-1}$ rtuti ve svalovině (Svobodová a kol., 1987).

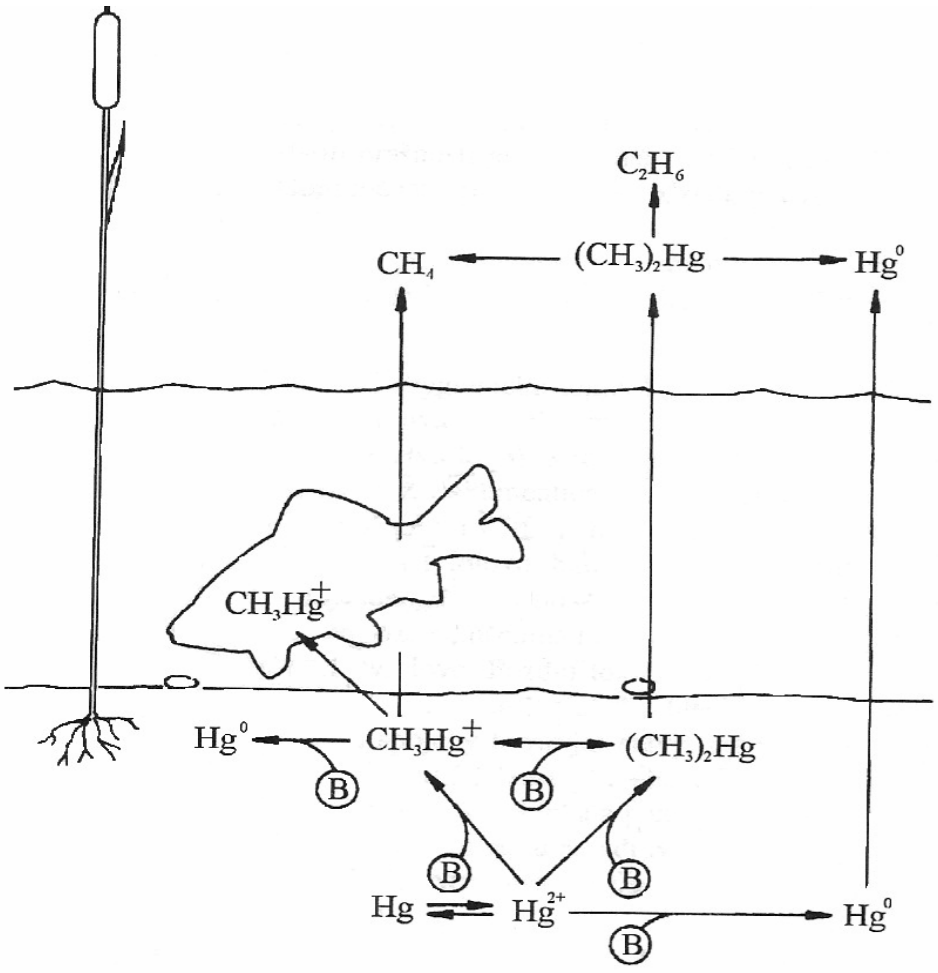
V posledních deseti letech se zvýšil zájem lidí o potenciální škodlivé účinky rtuti v těle a riziko kardiovaskulárního onemocnění (Virtanen et al., 2007)

Porozumění mechanismům akumulace rtuti v potravních pyramidách je rozhodujícím předpokladem pro předpověď toho, které potravní řetězce jsou více rizikové pro vyšší rychlost akumulace kontaminantů (McIntyre, Beauchamp, 2007).

2.1.6. Koloběh rtuti v ekosystému

Rtuť se může vyskytovat v životním prostředí v různých formách. Forma výskytu určuje možnosti a míru její bioakumulace v jednotlivých trofických úrovních a samozřejmě i toxicitu. Z hlediska koloběhu rtuti v životním prostředí jsou v současnosti nejvýznamnější formy:

1) elementární rtuť (Hg^0)
2) rtuťnatý kation (Hg^{2+})
3) methylrtuťnatý kation (CH_3Hg^+)
4) dimethylrtuť (CH_3HgCH_3)



Obr. č. 2: Schématické znázornění alkylace a biotransformace rtuti v důsledku metabolické činnosti bakterií (B), převzato z knihy Bencko a kol. (1995).

Hlavní mechanismy koloběhu rtuti v životním prostředí představují:

- Biologické procesy v půdách a sedimentech, které vedou k redukci dvojmocné rtuti na elementární formu.
- Alkylace (většinou methylace), která probíhá v půdách a sedimentech biotickou i abiotickou cestou. Tento proces je ovlivňován anaerobními bakteriemi (např. rodu Methanobacterium), a to především v sedimentech. Vznikají tak monomethylrtuť a dimethylrtuť, souhrnně označované jako methylrtuť.
- Výpar těkavých forem z pevnin a oceánů do atmosféry (elementární rtuť a dimethylrtuť).
- Emise elementární formy a dalších forem rtuti ze zdrojů antropogenních (průmysl, zemědělství, spalování fosilních paliv) a přírodních (vulkanická činnost, eroze odkrytých ložisek atd.).
- Rychlý rozklad (fotolýza, dealkylace) dimethylrtuti na elementární rtuť probíhající v atmosféře. Dimethylrtuť uvolněná do atmosféry se ve formě srážek dostává do vodního a terestrického prostředí. Fotolýzou dimethylrtuti vzniká elementární rtuť.
- Pomalá oxidace elementární formy na rtuťnatý kation, probíhající v atmosféře.
- Vymytí Hg^{2+} kationu z ovzduší atmosférickými srážkami (mokrá depozice).
- Suchá depozice jednotlivých forem rtuti z atmosféry na povrchu hydrosféry, pedosféry a biosféry (vegetační záchyt, záchyt v humusu) (Fitzgerald, Clarkson, 1991).

Lze předpokládat, že narůstajícím objemem vstupu rtuti do globálního ekosystému úměrně roste i absolutní množství methylrtuťnatého kationu. Anorganické formy rtuti (zejména Hg^{2+} v HgS), které byly dříve deponovány v ložiscích nerostných surovin, se uvolňují, jejich mobilita v ekosystému roste a mohou být proto methylovány (Kalač, Tříska, 1998).

2.1.7. Vstup rtuti do potravního řetězce vodních ekosystémů

Transfer rtuti ze zatopených sedimentů do vodní fáze

Před napuštěním nádrže v nekontaminované oblasti obsahuje dno relativně malé množství rtuti z geogenního pozadí a z atmosférických srážek. Tato rtuť je vázána na organické materiály. Po napuštění nádrže přechází podíl rtuti rozpustný ve vodě difúzí do vodní fáze. Zdá se, že toto proběhne výlučně ve formě vodorozpustného komplexu rtuti s huminovými kyselinami ("Hg-HA"). Díky transformačnímu tlaku je stále více rtuti

převáděno do vodorozpustných forem, které jsou pak dále transportovány a kumulovány v potravním řetězci. Se stárnutím nádrže se stávají poměry u dna stále více anaerobní, což může obecně vést k úbytku mobility rtuti. To je pravděpodobně podstata toho, že export rtuti do vodní fáze se po několika letech po napuštění nádrže snižuje (Svobodová et al., 1999).

Transformace mobilizované rtuti do forem schopných akumulace

Komplexy rtuti s huminovými kyselinami ("Hg-HA") jsou chemicky inertní a neuvolňují volné Hg ionty. Rtuť je na huminové kyseliny vázána přes sirné ligandy, a tím vznikají extrémně stabilní komplexy. Proto je nutné, aby komplexy "Hg-HA" byly degradovány pomocí biotických a fotochemickcých mechanismů až na využitelné formy, především na methylrtuť. Ty jsou pak na nejnižší trofické úrovni přijímány a akumulovány v potravním řetězci (Svobodová et al., 1999).

Bioakumulace rtuti v potravním řetězci

Vlastní bioakumulace představuje zvyšující se obsah rtuti (převážně methylrtuti) ve vzrůstajících trofických úrovních. Methylrtuť je ve srovnání s anorganickými sloučeninami rtuti více lipofilní. Znamená to, že může lépe procházet biologickými membránami a je rezistentnější k exkrečním mechanismům (Svobodová et al., 1999).

Svobodová a kol. (1997) popisuje tzv. „fenomén nově napuštěných nádrží“. To znamená, že po napuštění nádrží a zaplavení půdy, se vytváří optimální komplex fyzikálně – chemických a biologických podmínek, které výrazně zintentzivňují biochemický proces methylace rtuti a její přechod do potravního řetězce, což vede ke zvýšené akumulaci rtuti v rybách. Tomu přispívá i vyšší obsah organických látek (Akagi et al., 1979) a vyšší obsah huminových látek (Surma – Aho et al., 1985). Obdobné údaje uvádí Abernathy (1985) o nově napuštěné nádrži Russel v Jižní Karolíně v USA. Obsah rtuti v biotopech napuštěných nádrží byl signifikantně vyšší ve srovnání s přirozenými jevy (Svobodová a kol, 1997).

2.1.8. Rtuť v rybím organismu

Ryby jako konečný produkční článek vodních ekosystémů obsahují nejvyšší hodnoty tohoto prvku, proto jsou významnými indikátory stavu zatížení vodního prostředí cizorodými látkami. Stupeň kumulace rtuti v tkáních ryb je závislý na koncentraci tohoto prvku v daném

prostředí, především v sedimentech dna, na fyzikálně chemických a biologických vlastnostech vody, dále na druhu, věku, hmotnosti ryb a dalších faktorech (Janoušková, Švehla, 2002).

Z fyzikálně chemických vlastností vody působí na stupeň kumulace rtuti zejména teplota vody a obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě. Při vyšší teplotě vody roste hromadění rtuti v rybách. Ukazují na to pokusy a sledování provedená v prostředích značně tepelně odlišných. Dosavadní sledování nasvědčují dále 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 sedimentu. Toxické produkty této methylace vstupují do potravních řetězců a ve zvýšené míře se akumulují v rybách. Toto je patrné i z nalezeného rozdílu celkového obsahu rtuti ve svalovině ryb z údolních nádrží (Skalka, Přísečnice, Hubenov, Lučina, Orlík, Lipno, Želivka) a z tekoucích vod (Berounka, Ohře, Vltava, Malše, Jihlava) na území ČR (Svobodová a kol, 1987).

Obsah rtuti u různých druhů ryb ve stejném prostředí je odlišný. To je způsobeno jednak různým charakterem přijímané potravy a jednak metabolickými pochody vlastními pro každý druh. Nejvyšší hodnoty obsahu celkové rtuti jsou zjišťovány u dravých ryb, které představují konečný článek aquatického potravního řetězce. Tyto ryby, zejména jedinci vyššího věku (6 – 12 let) a hmotnosti, jsou vhodným indikátorem znečištění daného biotopu rtutí. Ve srovnání s nimi bývá nižší obsah rtuti zjišťován u ryb bentofágních. Protože výskyt dravých druhů ryb na některých lokalitách není značný, může v těchto případech zastávat roli bioindikátoru zatížení sledovaného toku rtutí parma obecná. Její značná schopnost akumulovat rtuť byla zjištěna v mnoha lokalitách Berounky, Ohře a Jihlavy (Svobodová a kol., 1987). Kromě parmy obecné, rovněž cejn velký akumuluje podstatně více rtuti než ostatní nedravé druhy ryb. To potvrdila i zjištění z lokalit řeky Malše, nádrže Hněvkovice a nádrže Římov. Možnost příjmu různorodé potravy a vhodné podmínky pro přechod rtuti ze sedimentů dna do potravního řetězce jsou pravděpodobně jednou z příčin zvyšujícího se obsahu rtuti ve svalovině ryb vázaných převážně na dno nádrže (Svobodová et al., 1993).

Problematika rtuti ve vodních ekosystémech a v rybách není závažná pouze z hlediska ekologického a hygienického, ale i z hlediska chovatelského. Bylo prokázáno, že sloučeniny rtuti poškozují některé důležité orgány a tkáně ryb a mohou mít negativní dopad na jejich reprodukci. I velmi malé koncentrace rtuti snižují životnosti spermií ryb, produkci jiker a přežívání plůdku (Hartman a kol., 1998).

V důsledku nových vědeckých poznatků o riziku rtuti (především organortuťnatých sloučenin), FAO/WHO zpřísnily v červnu 2003 přípustnou hodnotu týdenního příjmu (PTWI

= prozatímní přípustný týdenní příjem) Hg z 3,3 $\mu g.kg^{-1}$ lidské váhy na 1,6 $\mu g.kg^{-1}$. Mezi obecná doporučení patří omezit konzumaci predátorů rybí potravy, měnit druhy ryb v jídelníčku, omezit konzumaci ryb dětmi a těhotnými ženami (Černá, 2004). Také Nařízení vlády č. 61/2003 Sb. stanoveuje, že koncentrace rtuti v reprezentativním vzorku masa ryb, zvolených jako indikátor, nesmí přestoupit hodnotu 0,1 $mg.kg^{-1}$ čerstvé tkáně (svalovina). Tím se snaží dosáhnout dobrého stavu vodních útvarů povrchových vod podle Rámcové směrnice 2000/60/ES o vodní politice Společenství do 22.12.2015.

V ČR je vyhláškou Ministerstva zdravotnictví č. 305/2004 Sb., která se odvolává na nařízení Evropské komise č. 221/2002/ES, stanoven maximální limit Hg ($mg.kg^{-1}$ čerstvé hmotnosti) ve svalovině ryb na 0,5 $mg.kg^{-1}$. U vybraných druhů ryb uvedených v bodě vyhlášky 3.3.1.1. je akceptován maximální limit Hg ($mg.kg^{-1}$ čerstvé hmotnosti) ve svalovině 1 $mg.kg^{-1}$.

2.2. Rtuť a selen

Již před několika desítkami let se zjistilo, že toxicita rtuti může být snížena přítomností selenu. U řady obratlovců byl prokázán příznivý vliv selenu na dekontaminaci po otravě rtutí. Ačkoliv přesný mechanismus účinku selenu není znám, předpokládá se, že anorganické formy rtuti, které vznikají demethylací methylrtuti v játrech, jsou vázány selenem a vytvářejí Hg-selenoproteiny a selenid HgSe. Poměr Hg : Se byl v játrech arktických mořských savců 1:1 (Houserová a kol.,2006).

Přidání selenu do vody se ukazuje být efektivní ke snížení koncentrace rtuti ve štice a okounu. Testy byly prováděné v 11 jezerech ve Švédsku a potvrdily dřívější výsledky z jezera Öltertjärn, Švédsko. U okounů žijících v upravených jezerech se ukazuje snížení koncentrace rtuti. Před úpravou jezer kolísala koncentrace rtuti v tkáni mezi 0,04 až 0,29 $mg.kg^{-1}$ č. hm.. Po ošetření se koncentrace rtuti snížila na 0,02 až 0,07 $mg.kg^{-1}$ č. hm.. Zkušenost získaná z těchto testů ověřila důležitost regulování dávky selenu a její přidávání do jezera (Paulsson, Lundbergh, 1991).

Ve vzorcích svaloviny je množství selenu vyšší u dravých ryb. Avšak játra představují místo vyššího soustřeďování než sval. Dále je zde kladný vztah mezi celkovou délkou ryby a množstvím selenu (Seixas et al., 2007).

Obohacení vody selenem působí na bioakumulaci rtuti v hydrosféře, ale za cenu způsobení vysokého výskytu hrubých morfologických změn u ryb. Kritérium kvality vody ve

Švédsku pro ochranu vodních organismů je 5 mg Se na 1 litr vody (Southworth et al., 2000). Selen se může uplatnit v blokování hromadění methylrtuti v těžkých a více alkalických vodách (Southworth et al., 1994).

Koncentrace celkové rtuti a celkového selenu ve tkáních vykazují slabou korelaci u většiny vodních druhů. Methylrtuť a selen ukázaly mnoho opačných zřetelných trendů. Vyšší koncentrace selenu mohou omezit rozpouštění a dostupnost rtuti pro vodní organismy nebo snížit methylaci tohoto kovu v jezerech (Belzile et al., 2006).

Dánský výzkum objevil u Eskymáků z Grónska vysoké úrovně rtuti (více než 700% přijatelné úrovně), ale nenašel žádné zjevné známky toxického poškození. Ryby obsahují velké množství rtuti a dalších těžkých kovů ze znečištěných moří, ale vysoká konzumace ryb byla paradoxně právě tím, co Eskymáky zároveň i zachránilo, protože mořské proudy jsou současně bohaté na selen. Selen doslova poutá těžké kovy. Nízký příjem selenu v potravě nepříznivě ovlivňuje kardiovaskulární systém a zvyšuje riziko infarktu myokardu a cévních onemocnění. Selen funguje v organismu jako antioxidant, který likviduje volné radikály a tím snižuje riziko vzniku rakovinného bujení. Za optimální dávku se v současné době pokládá kolem 60 – 200 mg selenu denně. Naopak dávky nad 900 mg denně jsou již toxické. Selen je v potravě nejvíce obsažen v ořeších, vnitřnostech a mořských rybách (http://cs.wikipedia.org/wiki/Selen).

2.3. Příklady globálního znečištění hydrosféry rtutí

Neesenciální prvky, arsen, kadmium, rtuť a olovo se nevyhnutelně hromadí v mořských dravcích, např. v tuleních. Soustřeďování těchto prvků a selenu, kvůli jeho ochranným vlastnostem proti toxicitě rtuti v mořských savcích, bylo měřeno ve svalech, játrech a ledvinách u reprodukčně aktivních samic tuleňů druhu *Phagophilus groenladicus* a *Cystophora cristata*. Tuleni byli chyceni v proudech mezi Islandem a východem Grónska. Koncentrace celkové rtuti ve svalovině tuleňů byly vyšší než hladiny v mořských rybách. Zároveň ale došlo ke snížení hladiny celkové rtuti ve všech vzorcích tkání a to ve srovnání ke studii z r.1985 (Brunborg et al., 2006).

V letech 1993 až 1995 byli u souostroví Faerských ostrovů vzorkováni tuleni druhu *Halichoerus grypus*. Byly měřeny koncentrace kadmia, mědi, rtuti, selenu a zinku. Koncentrace stopových prvků uvnitř tkání byly ovlivněny pohlavím a věkem. Takže samice měly zřetelně vyšší koncentrace než samci. Játra obsahovala nejvyšší koncentraci mědi, rtuti,

selenu, zinku, zatímco ledviny obsahovaly nejvyšší koncentraci kadmia. Vysoká koncentrace rtuti by mohla souviset s příjmem ryb tuleni (Bustamante et al., 2004).

V oblasti Floridy byl prováděn výzkum na delfínech skákavých. Koncentrace rtuti nebyla významně rozdílná mezi samci a samicemi. Věk a celková délka těla byly dobrými ukazateli pro koncentraci rtuti ve svalu a v játrech (Durden et al., 2007).

Rtuť a selen fungují jako vzájemní antagonisté u dospělých jedinců mořských ptáků, ale jejich jedovatost je synergická v ptačích embryích a mladých ptácích. Studie byla prováděna u druhu alky (*Gavia immer*) v Minnesotě. Byla analyzována játra dospělců, mláďat a vejce. Kumulace rtuti byla vyšší u dospělců, stejně tak koncentrace selenu byla výrazně vyšší v dospělcích (Bischoff et al., 2002).

Vystavení pelikánů bílých rtuti se mění během let, nejspíše ve vztahu k období dešťů a období sucha a dostupnosti potravy v oblasti. Takto byli zkoumáni američtí pelikáni bílí (*Pelecanus erythrorhynchas*), kteří hnízdí na ostrově Anaho na jezeře Pyramid v Nevadě. Někteří dospělí pelikáni měli zvýšené koncentrace rtuti ve svých játrech. Nicméně potenciální účinky jedu se dali obtížně zhodnotit kvůli předpokládané demethylaci rtuti, čímž se možná poskytuje ochrana před její jedovatostí (Wiemeyer et al., 2007).

V severovýchodním Španělsku ve střední oblasti řeky Cinca leží malé průmyslové město Monzón. Průmyslová činnost způsobila uvolnění organických a anorganických sloučenin rtuti do řeky. Předešlé studie prokázaly vysoké koncentrace rtuti v sedimentech a rybách po proudu z Monzónu a místní úřady doporučily rybářům nekonzumovat ryby z tohoto úseku řeky. Ovšem proti proudu od Monzónu je důležitá rybářská oblast bez jakékoli fyzické bariéry, která by zabránila migraci ryb. Proto byla zjišťována koncentrace rtuti v rybách žijících po proudu a proti proudu továrny. Celkem bylo analyzováno 23 jedinců parmy obecné a 30 ouklejí. Hladiny rtuti ve svalech a játrech jedinců parmy obecné, kteří byli uloveni po proudu továrny, byly 10krát až 30krát vyšší než u jedinců žijících proti proudu. Průměrné koncentrace rtuti ve svalech a játrech parmy obecné po proudu továrny byly 1,48 a 1,78 $mg.kg^{-1}$ č.hm.. Poměr rtuti ve svalech a játrech byl značně vyšší v jedincích odebíraných po proudu továrny. Jedinci oukleje sbíraní po proudu továrny vykazovali podobné výsledky se značně vyšší koncentrací rtuti v celém těle. Ryby po proudu továrny měly výrazné rozšíření patologických jater. Vysoký poměr játra/sval nalezený v dospělé parmě obecné ukazuje, že dospělci jsou více vystaveni anorganické formě rtuti ze sedimentů než mladí jedinci (Raldua et al., 2007).

Na dvou amazonských řekách - Rio Madeira a Rio Negro bylo prováděno porovnávání akumulace rtuti u ryb. Rio Madeira je ovlivněna zemědělstvím, naplaveninami z těžby zlata a

nádrží vodní elektrárny. Rio Negro je lidskou aktivitou ovlivněno mnohem méně. Druhy na vrcholu potravního řetězce *Hoplias malabaricus* a *Cichla spp*. vykazovaly nejvyšší koncentrace rtuti. U nedravých druhů ryb byly koncentrace rtuti nízké. Druhy na vrcholu potravní pyramidy, které byly chycené v Rio Madeira, vykazovaly vyšší koncentrace rtuti. Ovšem u nedravých druhů ryb mezi uvedenými lokalitami rozdíl v koncentraci rtuti pozorován nebyl (Dorea, Barbosa, 2007).

V povodí řeky Rio Negro v brazilské Amazonii byl zkoumán vliv velikosti ryby, pH, rozpuštěného organického uhlíku (DOC) a dostupnost možných míst methylace (lužní lesy a hydromorfní půdy) na soustřeďování celkové rtuti ve dvou dravých druzích ryb: *Cichla spp.* a *Hoplias malabaricus*. Ačkoliv je studovaná oblast geograficky izolována od většiny antropogeních zdrojů rtuti, u 18% Cichla spp. a 29% H. malabaricus byly koncentrace rtuti nad 0,5 ppm, což svědčí o přirozeně vysokém pozadí rtuti (Belger, Forsberg, 2006).

Kvůli lepšímu porozumění o znečišťování rtutí byl proveden výzkum i v jihovýchodní Brazílii ve státě Sao Paulo. Během roku 2001 zde byly z 11 míst sebrány vzorky vody, sedimentů, škeblí a ryb. Průměrný obsah celkové rtuti ve tkáních ryb byl vysoký (1,14 ± 0,55 $mg.kg^{-1}$ č.hm.) (Tomazelli et al., 2007).

V horní části řeky Maroni v Amazonii - francouzská Guiana bylo sebráno 12 druhů ryb z šesti potravních úrovní. Analyzovala se rtuť v šesti orgánech (žábry, játra, ledviny, kosterní sval, žaludek a střevo) a hledal se vztah mezi rtutí a potravní úrovní. Bylo odhaleno spojení mezi rtutí a potravní úrovní s poměrně vysokým poměrem (Hg)žábry/(Hg)sval u býložravých druhů a vysoké poměry (Hg)střevo – játra – ledviny/(Hg)sval u bentofágních druhů. Tyto poměry byly v rozporu s poměry u piscivorních a všežravých druhů ryb. Za rozdíly v distribuci rtuti v rybích orgánech mohou odpovídat procenta methylrtuti v potravě přijaté rybou. Např. bentofágní druhy ryb přijímají biovrstvu a malé bentické bezobratlé s nízkými koncentracemi methylrtuti. Piscivorní druhy ryb přijímají velké množství ryb s vysokým procentem methylrtuti v jejich svalové tkáni (Regine et al., 2006).

V Etiopii v jezeře Awassa byla při výzkumu objevena nižší koncentrace rtuti v piscivorním druhu afrického sumce velkého *Clarias gariepinus*. Koncentrace rtuti byly v rozsahu 0,002 – 0,154 $mg.kg^{-1}$ č. hm. a neměly významný vztah k celkové délce. I velcí jedinci totiž měli hodnoty pod prahem WHO. Tato nízká koncentrace ve srovnání s koncentrací rtuti v jiných piscivorních druzích ryb v jezeře může být způsobena jeho závislostí na bezobratlé kořisti (Desta et al., 2007).

Viktoriino jezero ve východní Africe bylo místem mnoha studií, které měřily koncentrace rtuti ve vodě, rybách, sedimentech, půdě a lidech. Tyto studie byly motivovány

znečištěním rtutí ze zpracování zlatonosných rud na jižních březích jezera. Protože ryby jsou důležitým přírodním potravním zdrojem pro lidi a podmínky Viktoriina jezera se stále mění, je potřeba pokračovat v monitorování rtuti v jezeře (Campbell et al., 2003).

Ve Virginii v oblasti řeky Shenandoah byl zkoumán vztah mezi obsahem rtuti ve svalové tkáni okouna rodu *Micropterus dolomitu*, pohlavím a sezónou. Průměrná koncentrace celkové rtuti ve svalové tkáni byla 0,79 $\mu g.g^{-1}$ č. hm.. Ve vzorcích okounů byly výrazně kladné vztahy mezi hladinou rtuti ve svalové tkáni, délkou, hmotností a věkem. Množství celkové rtuti se mezi pohlavími významně lišila. Rozdíly mezi obdobími byly také významné (na jaře vyšší než v létě). Výsledky této studie ukazují, že stát a spolkové agentury by měly odpovídat za monitorování rtuti během ročního období s ohledem na pohlaví ryby. Měly by tak zajistit více přesných dat, která mohou být srovnávána mezi recipienty vzhledem k času (Murphy et al., 2007).

V jezeře Mead v USA bylo zjišťováno množství rtuti u sladkovodních druhů ryb. Hladiny rtuti se zpravidla zvyšovaly s potravní úrovní a s délkou ryby. U okouna pruhovaného, sumečka skvrnitého a thylapie byly hladiny rtuti nejvyšší v játrech, dále ve svalu, méně v gonádách a nejméně v krvi (Cizdziel et al., 2003).

Studie provedená v Ontariu v Kanadě prokázala kladný vztah mezi délkou ryb a hromaděním rtuti. Koncentrace rtuti v posledních 25 letech klesla, ale sklon ke znečištění je stále pozorován. Výsledky byly oznámeny společností pro veřejné zdravotní účely (Kinghorn et al., 2007).

Výzkum probíhající v íránských pobřežních vodách Kaspického moře a Perského zálivu byl veden snahou porozumět akumulaci rtuti v rybách. Přičemž nejvyšší hodnoty rtuti byly pozorovány u dravých druhů ryb. Celkově byly koncentrace rtuti mnohem nižší než vyžaduje směrnice WHO - 0,5 $mg.kg^{-1}$ č. hm. (Agah et al., 2007).

V Portugalsku v oblasti Rio de Aveiro byl proveden výzkum celkové rtuti v okounu mořském. Jedinci chycení ve znečištěné nádrži vykazovali vyšší koncentrace rtuti ve svalu a játrech. U ryb vystavených vysokému znečištění byla v játrech drasticky zvýšená koncentrace rtuti než ve svalu (Abreu et al., 2000).

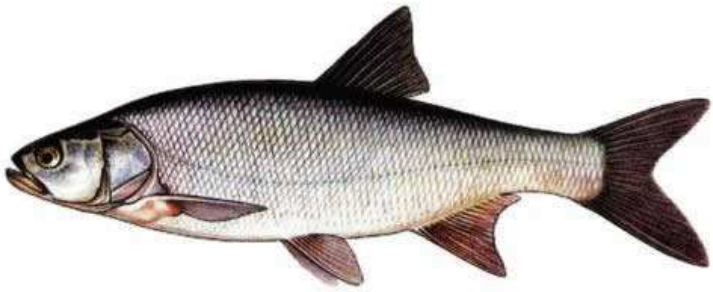
Množství celkové rtuti bylo sledováno i ve svalovině a játrech tuňáků ze Středozemního moře. Tuňáci byli chyceni ve vodách v okolí Malty a odvlečeni na farmu v Jaderském moři. Zde byli krmeni rozmraženými sledi a sardinkami po dobu šesti až sedmi měsíců. Cílem výzkumu bylo určit rozsah znečištění rtutí a zjistit, zda koncentrace rtuti ve svalové tkáni překonala maximální úroveň definovanou usnesením Evropské komise (1 $\mu g.g^{-1}$ č. hm.). Celková koncentrace rtuti ve svalové tkáni tuňáka byla v rozsahu od 0,49 do

1,809 μg.g^{-1} č. hm.. a v játrech v rozsahu od 0,324 do 3,248 μg.g^{-1} č. hm.. Dvanáct z 29 vzorků svalové tkáně tuňáka obsahovalo rtuť nad maximem úrovně stanovené Evropskou komisí. Všeobecná domněnka je, že hladiny rtuti ve středomořských rybách jsou vyšší než v jiných mořích nebo oceánech a to kvůli početným nánosům z rud obsahujících rtuť (Srebocan et al., 2007).

2.4. Charakteristika odlovených ryb

2.4.1. Bolen dravý (*Aspius aspius*)

Bolen dravý patří do řádu Máloostní (*Cypriniformes*) a čeledi Kaprovití (*Cyprinidae*).



Obr. č. 3: Bolen dravý (Aspius aspius)
(http://crs-nejrybari.ic.cz/Rybyword/Bolen.htm)

Popis

Bolen dravý má štíhlé, protáhlé, stříbrné tělo torpédovitého tvaru, jež mu umožňuje hbitý pohyb a bleskový útok na kořist. Hřbetní linie je téměř rovná, ploutve jsou rovnoměrně uspořádané. Koncová ústa jsou hluboce rozeklaná, koutky sahají až po úroveň velkého oka. Hřbet je zbarven kovově šedomodře, boky jsou stříbřité. Hřbetní a ocasní ploutve jsou tmavě šedé, ostatní načervenalé. Ploutve jsou protáhlého tvaru. Bolen dravý má vynikající zrak. Jeho velké oči z něj činí nejen úspěšného lovce, ale též mimořádně ostražitou rybu.

Biologie

Nejlépe mu vyhovuje rozsáhlejší nebo členitější vodní prostředí, dolní toky řek, jezera či údolní nádrže. Zdržuje se v otevřené vodě při hladině, v toku na rozhraní proudu a klidné vody a pod jezy. Bolen je jediným druhem z čeledi kaprovitých u nás, kterého můžeme s ohledem na výběr a způsob lovu potravy označit jako dravce. Menší jedinci žijí jako ostatní kaprovité ryby v hejnech a živí se převážně zooplanktonem. Větší kusy jsou velmi plaché,

zdržují se na otevřené vodě a živí se převážně drobnými rybkami. Bolen je v našich podmínkách středněvěkou rybou a dožívá se 10 až 15 roků. Roste poměrně rychle v závislosti na dostatku potravy. Pohlavně dospívá ve 3 až 4 letech. Tře se poměrně časně, převážně v dubnu, při teplotě vody 5-10°C. Výtěr probíhá v menších skupinkách v proudící vodě, kde samice přilepuje jikry na písčité či štěrkovité dno. V době tření se objevuje u samců velmi drobná třecí vyrážka. Vývoj oplozených jiker trvá v závislosti na teplotě vody 15 – 20 dní.

Rozšíření a výskyt

Je rozšířen ve vodách střední a východní Evropy, v úmořích Severního, Baltského a Černého moře a Kaspického jezera, v jižní části Skandinávie a Dánska. Chybí v západní Evropě, v Británii, na Pyrenejském poloostrově, v Itálii a na části Balkánského poloostrova. U nás se vyskytuje ve středních a dolních částech větších řek, v jezerech a tůních, v jejich záplavovém území. Přizpůsobil se i životu v údolních nádržích.

Hospodářský význam

Bolen dravý je velmi cennou rybou a jedině v důsledku nehojného výskytu se v našem rybářství dosud výrazněji neuplatňuje (http//:www.orso.cz/dvorak/bolen.html).

2.4.2. Cejn velký (*Abramis brama*)

Cejna velkého řadíme do řádu Máloostní (*Cypriniformes*) a čeledi Kaprovití (*Cyprinidae*).

Obr. č. 4: Cejn velký (Abramis brama)
(http://www.orso.cz/dvorak/cejn.html)

Popis

Má výrazně vysoké a ze stran zploštělé tělo. Hlava je v poměru k velikosti těla malá s velkým okem. Ústa mají spodní postavení a jsou vysunovatelná, což umožňuje cejnu

velkému sběr potravy ze dna. Tělo je kryté velkými, poměrně snadno uvolnitelnými šupinami. V době tření se u samců objevuje výrazná třecí vyrážka po celém těle. Ploutve jsou poměrně dlouhé a zaostřené se základním šedomodrým zabarvením. Mladší jedinci jsou stříbřití, teprve u starších jedinců dostává celkové zbarvení těla tmavý odstín se zlatožlutým nádechem. Cejn velký se u nás často kříží s cejnkem malým, méně často i s ploticí obecnou.

Biologie

Nejvhodnější prostředí nachází v pomalu proudících nebo stojatých vodách s bahnitým dnem, v dolních částech větších toků a v přilehlých odstavených ramenech a tůních. Rovněž jezera a nádrže mu poskytují příhodné prostředí. Žije v hejnech, která se zejména v nádržích pohybují v průběhu dne za potravou, v průběhu roku na zimoviště nebo trdliště. Je to ryba volného sloupce vody (pelagiálu). U mladších jedinců tvoří hlavní složku potravy perloočky a buchanky, u starších jedinců jsou to především živočichové žijící na dně, larvy pakomárů a jiného vodního hmyzu, měkkýši, nitěnky apod. I u starších jedinců však může tvořit plankton podstatnou část potravy. Určitý význam v potravě cejna velkého mají též řasy, úlomky rostlin a detrit. Cejn velký se u nás dožívá 15-20 let, v průměru 7-10 roků. Jeho růst je v jednotlivých tocích a nádržích velmi variabilní v závislosti na množství potravy a délce vegetačního období. Velmi pomalu roste v nádržích, kde se přemnoží. Pohlavní dospělosti dosahuje ve 4-7 letech v závislosti na rychlosti růstu.

Rozšíření a výskyt

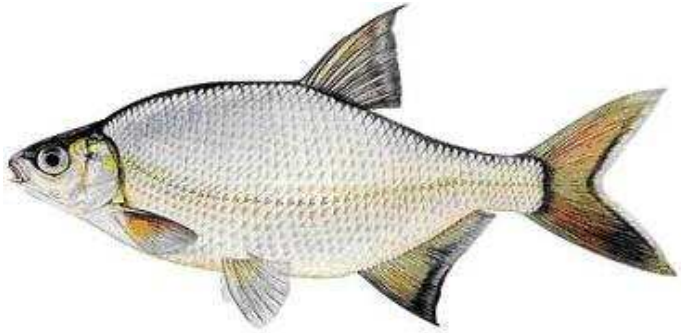
Cejn velký je rozšířen ve vodách celé Evropy s výjimkou severní části Skandinávie a Skotska, nevyskytuje se na Pyrenejském poloostrově, v Itálii, na Balkáně a na Krymu. U nás je možno výskyt označit jako velmi hojný. Je to původní a typická ryba dolních částí větších řek, podle níž jsou tyto úseky označovány jako cejnové pásmo. Vyskytuje se v různých typech stojatých vod, v tůních, slepých ramenech, jezerech po těžbě štěrkopísku a v propadlinách. Vhodné podmínky nalezl i ve většině našich údolních nádrží.

Hospodářský význam

Cejn velký je hospodářsky významným druhem ve volných vodách, kde vytváří značnou část produkce populací ryb. Roční úlovek tohoto druhu na udici se pohybuje v rozmezí 250-350 tun, výlov sítěmi dosahuje 20-70 tun. Je vyhledávaným a oblíbeným objektem lovu na udici. Maso má tučné. Do rybníků se nehodí, neboť konkuruje potravou kaprům (http://www.orso.cz/dvorak/cejn.html).

2.4.3. Cejnek malý (*Blicca bjoerkna*)

Cejnek malý patří do řádu Maloostní (*Cypriniformes*) a čeledi Kaprovití (*Cyprinidae*).



Obr. č. 5: Cejnek malý (Blicca bjoerkna)

(http://www.celerob.ic.cz/atlas_ryb_soubory/cejnek_maly.htm)

Popis

Cejnek malý je běžným druhem ryb ve vodách Čech. Tělo je vysoké, z boků zploštělé. Párové ploutve jsou načervenalé, ostatní tmavé. Dožívá se přibližně 15 let. Dorůstá délky až 45 cm a hmotnosti 1,8 kg.

Biologie

Cejnek pohlavně dospívá ve věku kolem 4 let. Tření probíhá v období od května do června. Samice klade jikry na zatopené pobřežní rostliny. Plodnost cejnka se pohybuje v rozmezí 10 000 - 80 000 jiker na samici. Živí se bentosem a planktonem, příležitostně také částmi rostlin. Často se kříží s ostatními druhy cejnů nebo s perlíny.

Rozšíření a výskyt

Vyskytuje se v dolních úsecích toků a ve stojatých vodách mírného pásu.

Hospodářský význam

Hospodářsky není tento druh nijak významný. Rybáři je loven společně s cejnem velkým a ostatními druhy bílé ryby (http://encyklopedie.seznam.cz/heslo/472357-cejnek-maly).

2.4.4. Karas obecný (*Carassius carassius*)

Karas obecný patří do řádu Máloostní (*Cypriniformes*) a čeledi Kaprovití (*Cyprinidae*)

Obr. č. 6: Karas obecný (Carassius carassius)

(http://rybsvaz.cz/?page=testrz/sotazek&tema=1)

Popis

Na první pohled připomíná kapra. Má poměrně krátké a zavalité tělo pokryté nazlátlými šupinami. Hlava je velmi krátká, ústa jsou koncová a bez vousů . Tvar těla je velmi proměnlivý, zvláště výška. Nízkotělé a pomalu rostoucí populace žijící v některých tůních a jezírkách, jsou označovány jako morpha humilis. Základní zbarvení těla je šedozelené s nádechem do zlatova, hřbet je tmavý, břicho je zlatožluté. U mladších jedinců se na ocasním násadci před základem ocasní ploutve vyskytuje černá skvrna.

Biologie

Nejčastěji se s karasem obecným setkáme v uzavřených vodách, silně zabahněných a zarostlých. Je jednou z našich nejodolnějších ryb, snáší extrémní podmínky i pokles kyslíku ve vodě až k nulovým hodnotám. V jeho potravě nacházíme jak zooplankton, tak i bentos (larvy pakomárů), ale též rostlinné prvky a detrit. Karas obecný je krátkověká ryba, dožívající se obvykle 4 – 6 roků. Pohlavně dospívá ve věku 2 – 3 let a tření probíhá v květnu a v červnu při teplotě vody 16 - 17˚C. Samci bývají menší a v době tření mají třecí vyrážku.

Rozšíření a výskyt

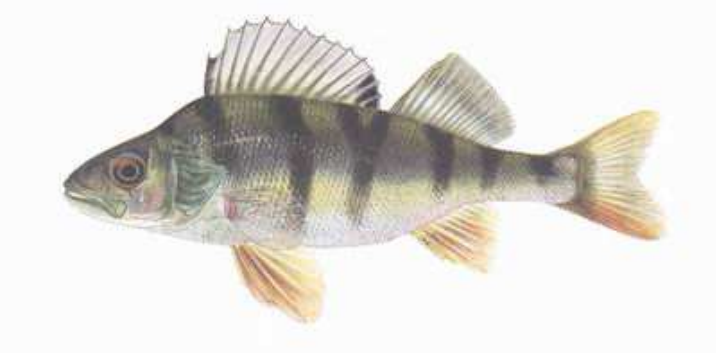
Karas obecný je rozšířen v celé střední a východní Evropě včetně severovýchodní Francie. U nás je obecně rozšířeným druhem, jeho výskyt je však místní, vázaný na tůně, odstavená ramena, zabahněná jezírka a návesní rybníčky.

Hospodářský význam

Karas obecný nemá v našem rybářství větší význam. Uplatňuje se zejména v zabahněných vodách s nedostatkem kyslíku, kde bývá často jedinou rybou (http://www.orso.cz/dvorak/karas.html).

2.4.5. Okoun říční (*Perca fluviatilis*)

Okoun říční patří do řádu Ostnoploutví (*Perciformes*) a čeledi Okounovití (*Percidae*).



Obr. č. 7: Okoun říční (Perca fluvialtilis)

(http:// crs-nejrybari.ic.cz/Rybyword/Okoun.htm)

Popis

Tělo okouna říčního je vysoké, větší jedinci mají výrazný hřbetní hrb. Na klínovité hlavě jsou velké oči, koncová ozubená ústa, skřele jsou ukončeny velkým trnem. Celkové zbarvení je žlutozelené až šedohnědé, hřbet je tmavší, boky mají kovový měděný lesk s 5 – 9 příčnými tmavými pruhy, které nezasahují až na břicho. Břišní, řitní a ocasní ploutve jsou krvavě červené, ocasní ploutve jsou šedozelené.

Biologie

Okoun říční žije v tekoucích i ve stojatých vodách a je značně přizpůsobivý. Zdržuje se v hejnech a pouze největší jedinci žijí samotářsky. Menší jedinci se živí zooplanktonem a v podstatě vším živým ve vodě. Větší jedinci jsou dravci. Ve velikosti nad 20 cm se živí výlučně menšími rybkami, včetně vlastního potomstva. Průměrný věk je 5 – 7 roků. Roste poměrně pomalu, zejména při přemnožení, kdy má nedostatek potravy. V našich podmínkách dorůstá délky až 51 cm a hmotnosti 4 – 5 kg. Tře se v dubnu a v květnu.

Rozšíření a výskyt

Okoun říční je rozšířen po celé Evropě s výjimkou Skotska, jižních evropských poloostrovů a Norska. V našich vodách patří k hojně se vyskytujícím druhům. Setkáme se s ním v tekoucích vodách, tak i v různých typech stojatých vod, jako jsou tůně, jezera, údolní nádrže apod. (http//:www.orso.cz/dvorak/okoun.html).

2.4.6. Tolstolobik bílý (*Hypophthalmichthys molitrix*)

Tolstolobik bílý patří do řádu Máloostní (*Cypriniformes*) a čeledi kaprovití (*Cyprinidae*).

Obr. č. 8: Tolstolobik bílý (Hypophthalmichthys molitrix)
(http://rybsvaz.cz/?page=testrz/sotazek&tema=1)

Popis

Tolstolobik bílý má zavalité, robustní tělo pokryté drobnými šupinami. Hlava je velká a široká, ústa jsou v horním postavení. Oči jsou výrazně nízko položené až pod úrovní koutků úst. Břicho tvoří ostrý a neošupený kýl. Řitní ploutev je široká a obloukovitě vykrojená. Požerákové zuby jsou hladké, jednořadé. Hlava a hřbet jsou šedozelené, boky a břicho stříbřité.

Biologie

Nejlépe mu vyhovují otevřené stojaté či pomalu tekoucí vody s dostatkem planktonu. Živí se zejména planktonní potravou s převahou řas a sinic. Jeho růst je dobrý, ve 3-4 letech dosahuje v rybnících na jižní Moravě hmotnosti 1,5-2,0 kg. Pohlavně dospívá ve stáří 5 – 6 let. Vytírá se uměle.

Rozšíření a výskyt

Jeho původní areál je povodí Amuru a na území Číny na jih až po Kanton. Po roce 1930 byl aklimatizován v evropské části Sovětského svazu. K nám byl tolstolobik bílý

dovezen poprvé v roce 1964. Je chován především v rybnících, v menším počtu je vysazován též do některých nádrží s cílem omezit výskyt fytoplanktonu. Ojediněle se s ním můžeme setkat ve volných vodách.

Hospodářský význam

Aklimatizace tohoto druhu proběhla u nás úspěšně. Uplatňuje se jako vedlejší druh v obsádkách s kaprem. Má chutné a tučné maso (http//:www.orso.cz/dvorak/tolbik.html).

3. METODIKA

3.1. Charakteristika území

Okres Tábor zaujímá plochu 1327,09 km^2 a nachází se v SV části Jihočeského kraje. Členitá Táborská pahorkatina v povodí Vltavy, Lužnice a Otavy je jediným celkem Středočeské pahorkatiny, který se celý nachází na území Jihočeského kraje. Převážnou část okresu tvoří přeměněné horniny moldanubika. Široce rozšířené jsou migmatitizované pararuly a biotitické pararuly s hojnými vložkami krystalických vápenců, erbanů, kvarcitů a grafitických břidlic (Chábera, 1985, Albrecht, 2003).

Táborsko náleží do mírně teplé klimatické oblasti. Průměrná roční teplota vzduchu se v převážné části okresu Tábor pohybuje od 7,0 do 7,5°C. Nejchladnějším měsícem v jižních Čechách je leden. Průměrná teplota v lednu na Táborsku je -2 až -3°C. Léto vrcholí v jižních Čechách mezi 20. červencem a 1. srpnem. V těchto dnech vystupují denní průměry v nejteplejších oblastech na 18,0 až 20,0°C. Roční množství srážek na území jižních Čech se pohybuje od hodnoty 480 mm až do hodnoty 1 167 mm. Méně než 600 mm ročně spadne v některých níže položených částech okresu Tábor na jihu až po Veselská blata (Chábera, 1985, Albrecht, 2003).

Většina okresu leží v povodí řeky Lužnice, která protéká okresem od jižního okraje severním směrem až k Táboru, kde se směr lomí k západu a později k jihozápadu. Tok Lužnice, největšího pravostranného přítoku Vltavy v jižních Čechách je s výjimkou nejhornatějšího úseku klidný a poměrně křivolaký. Okres je poměrně bohatý na vodní plochy. Nejrozšířenějším půdním typem v jižních Čechách jsou půdy hnědé. Zaujímají zhruba 65 % zemědělského půdní fondu a také většina lesů leží v obvodech těchto půd. Glejové půdy jsou typickým představitelem hydromorfních půd v jižních Čechách. Jsou hodně zastoupeny na Táborsku. V současnosti převládají v okrese intenzivně obhospodařované zemědělské pozemky, degradované louky a borové a smrkové lesní kultury. Lesy pokrývají 28 % rozlohy okresu (Chábera, 1985; Albrecht, 2003).

3.2. Charakteristika údolní nádrže Jordán

Údolní nádrž Jordán je první nádrží ve střední Evropě, která byla vybudována k zásobování města vodou. Vznik historické nádrže Jordán na Tismenickém potoce je v historických pramenech uváděn v roce 1492. Nádrž má sypanou hráz výšky téměř 20 metrů

s velmi strmým sklonem vzdušního líce. Těleso hráze je navíc již dlouhou dobu významnou, velmi frekventovanou a obtížně nahraditelnou dopravní tepnou, spojující dvě části města Tábor (http://www.estav.cz/zpravy/clanky/prehrady-jordan.html).

Údolní nádrž leží na katastrálním území města Tábora a město Tábor je také jejím vlastníkem. V roce 1992 byla údolní nádrž prohlášena za nemovitou kulturní památku (http://www.promeny.tabor.cz/11/111jordan.html).

Obr. č. 9: Údolní nádrž Jordán v Táboře
(www.sabreman-foto.wz.cz/tabor-html)

Jordán se také využíval pro chov ryb. Výlovy Jordánu byly nejčastější příležitostí pro otevření spodní výpusti sloužící k vypuštění nádrže. V roce 1830 bylo využito výpustní zařízení při výlovu naposledy. Po tomto datu již nádrž nebyla vypuštěna a výpustná dřevěná potrubí se zřejmě postupně zanášela a devastovala. Poloha těchto potrubí není známa a jejich obnova není reálná. Zřízení nové spodní výpusti tělesem hráze při stavu nevypuštěné nádrže by bylo velmi riskantní, hlavně pro celkovou stabilitu a těsnost hráze. Znamená to, že nádrž je v současné době nevypustitelná, a tak slouží převážně jen sportovním rybářům a k rekreaci (http://encyklopedie.seznam.cz/heslo/133497-jordan-tabor).

Plocha vodní nádrže Jordán přesahuje 51 ha. Jeho sypaná hráz je 20 m vysoká a 284 m dlouhá, zadržuje asi 3 miliony krychlových metrů vody. Největší hloubka je 12,5 metru. Z nádrže vytéká Tismenický potok, na kterém se těsně pod hrází nachází 18 m vysoký Jordánský vodopád. Na Košínském potoce, po vodní nádrži Košín I. se těsně před Jordánem nachází ještě jedna malá nádrž – Malý Jordán o rozloze přes 4 ha. Ten byl vybudován na podnět táborského rodáka Václava Janovského – v místě bývalého kamenolomu u místní části Tábor – Náchod – na začátku 50. let 20. století zejména jako usazovací nádržka před vodní nádrží Jordán. Nepřehlédnutelnou dominantou města se stal nový harfový most přes Jordán. Svými 26 závěsnými lany na vysokém pylonu připomíná dvojici harf. Je dlouhý 212 metrů,

široký 23 metrů a byl budován v letech 1984 až 1991 (http://encyklopedie.seznam.cz/heslo/133497-jordan-tabor).

Obr. č. 10: Mapa údolní nádrže Jordán
(Kutná, 2005)

V srpnu 2002 bylo město Tábor postiženo povodněmi a bylo zařazeno mezi strukturálně postižené regiony. To byl také jeden z důvodů, proč město dne 23.12.2004 zažádalo o povolení stavby Obnova retenční nádrže Jordán – 1. etapa – spodní výpust a o povolení mimořádné manipulace na retenční nádrži Jordán nad rámec schváleného manipulačního řádu po dobu výstavby. Účelem stavby je zřízení spodní výpusti, která je důležitým provozním prvkem vodního díla, tak i prvkem pro zajištění jeho bezpečnosti, zejména při povodních, krizových a mimořádných situacích. Po výstavbě spodní výpusti je v rámci 2. etapy obnovy retenční nádrže uvažováno i s celkovým odbahněním nádrže (v 1. etapě je řešeno pouze odbahnění v prostoru hráze a prostoru stavby v nádrži). Hlavním cílem odbahnění Jordánu je snížení trofické zátěže, zvýšení kvality vody a zvětšení retenčního prostoru. Zlepšení kvality vody v samotném Jordánu je však také podmíněno zlepšením jakosti přitékající vody (http://www.estav.cz/zpravy/clanky/prehrady-jordan.html).

Vypuštěním Jordánu dojde k dočasnému narušení biotopu zjištěných zvláště chráněných živočichů. Podmínky Agentury ochrany přírody a krajiny jsou: vybudování hrázky ve střední části nádrže a přenos živočichů z jižní části nádrže do severní. Spodní

výpust bude řešena liniovou, převážně podzemní stavbou, která umožní vypouštění nádrže z jejího nejhlubšího místa obchvatem za pravobřežním zavázáním hráze s konečným vyústěním vpravo od vodopádu bezpečnostního přelivu do Tismenického potoka a bude ražena tunelářským způsobem tj. s odstřely. Bude se jednat o tunel délky 208,2 metrů. Město Tábor jako investor zažádalo o poskytnutí finančních prostředků z evropských zdrojů z operačního programu infrastruktura, neboť takto finančně náročnou stavbu financovat pouze z rozpočtu města není možné. Předpokládané náklady činí asi 96 mil. Kč. Zatím se nepodařilo dotaci získat, realizace spodní výpusti závisí na získání finančních prostředků (http://www.estav.cz/zpravy/clanky/prehrady-jordan.html).

3.3. Charakteristika rybníka Košín a Košínského potoka

Přehrada Košín I. o celkové ploše přibližně 18 ha byla budována v letech 1975 -1978 na Košínském potoce a slouží jako regulační nádrž a zásobárna pitné vody pro město Tábor, také jako chovná nádrž a rekreační oblast. Má délku přibližně 2 km. Do plného provozu byla uvedena 21.1.1980. Košínský potok přitéká z oblasti západně od obce Střezimíř, protéká rybníky u Nové Střezimíře, míří kolem Borotína – Starý zámek přes Starozámecký rybník a rybník Babinec na jih. Dále protéká větší vodní nádrží Košín I. (u obce Košín) a pokračuje jihovýchodně, přibírá vodu ze Svrabovského a Radimovického potoka a těsně u místní části Tábor – Náchod se Košínský potok vlévá do Malého Jordánu. Z něj se vlévá do údolní nádrže obecně označovanou jako „rybník“ Jordán. Z Jordánu voda vytéká přepadem přes vodopád do údolí a teče dál jako Tismenický potok. Potok se po nedlouhé cestě údolím zprava vlévá do řeky Lužnice (http://encyklopedie.seznam.cz/heslo/133497-jordan-tabor).

3.4. Odběr a zpracování vzorků ryb

Na údolní nádrži Jordán v Táboře byly provedeny tři odlovy ryb. Dne 18.9.2006 byly pomocí udice uloveny 3 kusy cejnka malého (*Blicca bjoerkna*) a 1 kus bolena dravého (*Aspius aspius*). Druhý odběr ryb probíhal ve dnech 13. a 14.10.2006. S pomocí udic a tenatových sítí bylo za vydatné pomoci pracovníků VÚRH Vodňany odloveno celkem 10 kusů cejnka malého (*Blicca bjoerkna*), 10 kusů cejna velkého (*Abramis brama*), 2 kusy bolena dravého (*Aspius aspius*) a 1 kus tolstolobika bílého (*Hypophthalmichthys molitrix*). Ihned po odlovu byly všechny ryby zváženy, změřeny, bylo určeno jejich pohlaví a následně proveden odběr šupin pro stanovení věku. Ten byl stanoven na katedře rybářství Zemědělské

fakulty Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích pomocí binolupy. Základem pro stanovení stáří a rychlost růstu ryb jsou každoročně se opakující soustředně uspořádané struktury na šupinách. Přímo v terénu se prováděla i pitva ryb a odběr vzorků jednotlivých tkání (svalovina, játra, ledviny). Jednotlivé vzorky byly uloženy do igelitových sáčku, označeny štítkem s popisem, uloženy do chladícího boxu a převezeny do laboratoře katedry chemie na Zemědělské fakultě Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích. Zde byly uloženy v mrazáku při -18°C až do použití k analýze. Poslední odlov ryb byl proveden 30.3.2007. Pomocí udice se podařilo ulovit jen 1 kus okouna říčního (*Perca fluviatilis*).

Ryby z Košínské vodní nádrže byly získány při výlovu dne 20.11.2007. Poskytli je rybáři z firmy Esox – štičí líheň v Táboře, která místní nádrž využívá jako chovný rybník. Jednalo se o 5 kusů cejna velkého (*Abramis brama*) a 1 kus karase obecného (*Carassius carassius*). Při zpracování vzorků bylo postupováno stejným způsobem jako na Jordáně.

3.5. Metodika stanovení rtuti

Stanovení celkové rtuti v tkáních ryb bylo provedeno na jednoúčelovém atomovém absorpčním spektrofotometru AMA 254. Tento přístroj je určený pro přímé stanovení obsahu rtuti v pevných a kapalných vzorcích bez potřeby chemické předúpravy vzorku. Využívá techniky generování par kovové rtuti s následným zachycením a zkoncentrováním na zlatém amalgamátoru. Použitá vlnová délka byla 253,65 nm, mez detekce přístroje 0,01 ng rtuti a reprodukovatelnost je pod 1,5 % (Altec, 2002).

Celkem bylo analyzováno 34 kusů ryb, a to cejn velký (15 kusů), cejnek malý (13 kusů), karas obecný (1 kus), tolstolobik bílý (1 kus), bolen dravý (3 kusy) a okoun říční (1 kus). U všech druhů ryb byl zkoumán obsah rtuti ve vzorku svaloviny, jater a ledvin. Průměrná navážka vzorku činila 50 až 100 mg. Parametry teplotního programu byly nastaveny na hodnoty 140/150/45, to znamená: sušení 140 s, termický rozklad 120 s a doba čekání 45 s. U každého vzorku byla provedena čtyři nezávislá měření, z nichž přístroj AMA 254 sestavil průměrnou hodnotu a určil směrodatnou odchylku v % (RSD). Pokud byla odchylka větší než 10 % a množství vzorku bylo dostatečné, měření se opakovalo. Pro kontrolu správnosti měření byl požit certifikovaný materiál DOLT-2 od National Research Council Canada.

3.6. Výpočet rizikových ukazatelů pro Hg

Pro hodnocení zdravotního rizika z hlediska rtuti v rybí svalovině jsem použila metodu dle Kannana (1998), kterou ve své práci využila Kružíková a kol. (2008).

$$D = c \cdot \frac{I}{W \cdot 1000}$$

D….max. denní tolerovatelné množství Hg v g/kg konzumenta

c….obsah polutantu ve svalovině ryb z dané lokality (mg/kg č. hm.)

I…..průměrná spotřeba ryb (g/den)……..normální konzument: 1000 g/rok → 2,74 g/den

rybářská rodina: 40 000 g/rok → 109 g/den

W…průměrná hmostnost konzumenta: 70 kg

„Hazard index“ $H = \frac{D}{RfD}$

Kde RfD má význam expozičního limitu.

RfD = $3x10^{-4}$ mg/kg/den (0,0003)

Čím více se blíží 1, tím je větší riziko.

Dle WHO: Maximální množství rybího masa, které může člověk z dané lokality zkonzumovat za týden.

$D = EL \cdot W$

EL…expoziční limit (PTWI, RfD,…) PTWI: 1,6 μg/kg

W…průměrná hmotnost konzumenta: 70 kg

$$NTL = \frac{D}{c}$$

c…obsah polutantu ve svalovině ryb z dané lokality (mg/kg č. hm.)

NTL…hmotnost rybí svaloviny pro naplnění toxikologického limitu

4. VÝSLEDKY A DISKUSE

4.1. Obsah celkové rtuti ve tkáních ryb z údolní nádrže Jordán

Výsledky analýz tkání všech ryb odlovených v údolní nádrži Jordán jsou uvedeny v následující tabulce č.1.

kód vzorku	ryba č.	druh	věk	svalovina celkHg (mg/kg)	játra celkHg (mg/kg)	ledviny celkHg (mg/kg)
669/5	5	cejnek malý	4	0,1247	0,0438	0,0552
669/6	6	cejnek malý	4	a0,4085	a0,4115	a0,2664
669/7	7	cejnek malý	4	a0,0539	a0,0146	a0,0132
669/8	8	cejnek malý	4	0,2081	0,0564	0,0772
669/9	9	cejnek malý	4	0,1007	0,0194	0,0209
669/10	10	cejnek malý	4	0,1292	0,0397	0,0216
669/11	11	cejnek malý	4	0,1074	0,0222	0,0357
669/24	24	cejnek malý	4	0,0821	0,0567	0,0405
669/25	25	cejnek malý	4	0,0722	0,0343	0,0373
669/26	26	cejnek malý	4	0,0754	0,0281	0,0314
-	průměr	**cejnek-4roky**	-	**0,1124**	**0,0376**	**0,0400**
-	SD	-	-	**0,0311**	**0,0116**	**0,0132**
669/3	3	cejnek malý	5	0,1981	0,0970	0,0905
669/4	4	cejnek malý	5	0,1952	0,0539	0,0528
669/22	22	cejnek malý	5	0,2643	0,1164	0,0950
-	průměr	**cejnek-5roků**	-	**0,2192**	**0,0891**	**0,0794**
-	SD	-	-	**0,0301**	**0,0234**	**0,0178**
669/13	13	cejn velký	4	0,2899	0,2272	0,1118
669/14	14	cejn velký	4	0,1523	0,0574	0,0322
669/15	15	cejn velký	4	0,2661	0,1970	0,1211
669/18	18	cejn velký	4	0,1490	0,0881	0,0505
669/20	20	cejn velký	4	0,1071	0,0596	0,0277
-	průměr	**cejn-4roky**	-	**0,1929**	**0,1259**	**0,0686**
-	SD	-	-	**0,0681**	**0,0690**	**0,0383**
669/12	12	cejn velký	5	0,2104	0,1422	0,0527
669/16	16	cejn velký	5	0,3108	0,1991	0,0886
669/17	17	cejn velký	5	0,1625	0,1169	0,0445
669/19	19	cejn velký	5	0,3707	0,3520	0,1133
669/21	21	cejn velký	5	0,1491	0,12070	0,0543
-	průměr	**cejn-5roků**	-	**0,2407**	**0,1862**	**0,0707**
-	SD	-	-	**0,0800**	**0,0714**	**0,0242**
669/2	2	bolen dravý	3	0,1730	0,0891	0,0953
669/27	27	bolen dravý	3	0,2308	0,1469	0,1346
-	průměr	**bolen - 3 roky**	-	**0,2019**	**0,1180**	**0,1150**
-	SD	-	-	**0,0289**	**0,0289**	**0,0197**
669/1	1	bolen dravý	5	**0,8882**	**0,8434**	**0,3370**
-	SD*	-	-	**0,0406**	**0,0740**	**0,0254**
669/28	28	okoun říční	3	**0,2451**	**0,1046**	-
-	SD*	-	-	**0,0058**	**0,0082**	-
669/23	23	tolstolobik bílý	5	**0,1126**	**0,0489**	**0,0326**
-	SD*	-	-	**0,0074**	**0,0041**	**0,0028**

Tab. č. 1: Obsah celkové rtuti ve tkáních ryb z nádrže Jordán
Vysvětlivky: SD* = směrodatná odchylka měření; a = vyloučeno ze statistických výpočtů

Jako zástupce benthofágních druhů jsem hodnotila cejnka malého a cejna velkého, jako zástupce dravých druhů bolena dravého a okouna říčního a tolstolobika bílého jako druh planktonofágní.

Nejvyšší zjištěná hodnota obsahu celkové rtuti ve svalovině, játrech a ledvinách byla u pětiletého jedince bolena dravého, který představoval nejstaršího zástupce odlovených dravých druhů ryb. Ve svalovině byl obsah celkové rtuti 0,888 $mg.kg^{-1}$, v játrech 0,843 $mg.kg^{-1}$ a v ledvinách 0,337 $mg.kg^{-1}$. Vyrovnaný obsah rtuti ve svalovině a játrech svědčí o dlouhodobě zvýšené expozici této ryby anorganickým formám rtuti z vody.

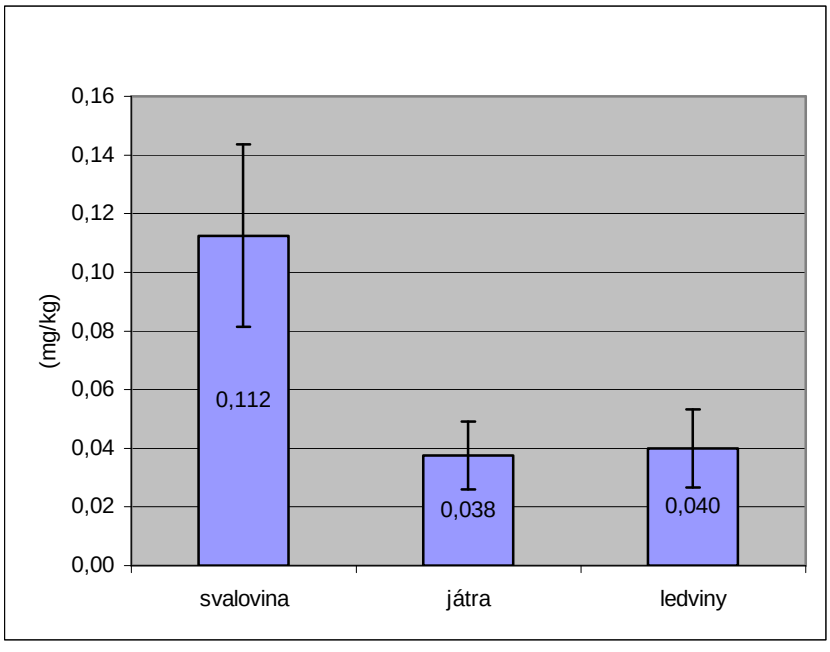
Pro standardního konzumenta, který by konzumoval ryby z údolní nádrže Jordán se kritické hodnotě „hazard indexu“ 1 neblížil žádný druh. Ovšem pro člena rybářské rodiny hodnotu 1 nejvíce překročil pětiletý bolen dravý (4,61), dále okoun říční (1,27), pětiletý cejn velký (1,25), pětiletý cejnek malý (1,14) a tříletý bolen dravý (1,05). Nejnižší hodnota maximálního přípustného množství masa ke konzumaci za týden byla u pětiletého bolena dravého 0,13 kg.

4.2. Obsah rtuti u jednotlivých druhů ryb z údolní nádrže Jordán

4.2.1. Cejnek malý

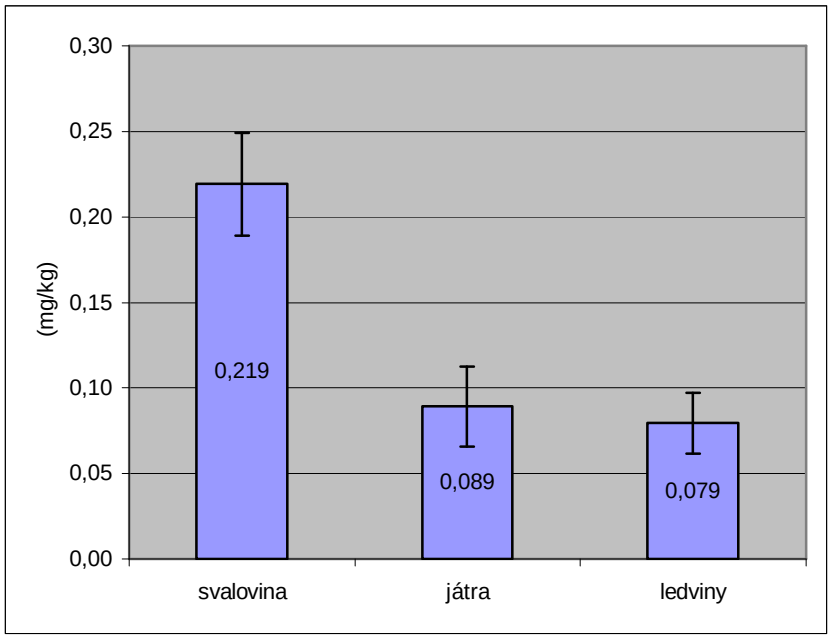
U cejnka malého jsem hodnotila dvě věkové kategorie, čtyřleté a pětileté jedince. Věková kategorie 4 roky obsahovala 10 jedinců cejnka malého (vyhodnoceno pouze 8 jedinců) a pětiletá kategorie 3 jedince cejnka malého.

Graf č. 1: Průměrný obsah celkové rtuti ve tkáních cejnka malého – věk 4 roky (n = 8)



U čtyřletých cejnků malých byla podle výsledků měření obsahu celkové rtuti nejzatíženější tkání svalovina (průměrně 0,112 ± 0,031 $mg.kg^{-1}$), méně ledviny (průměrně 0,040 ± 0,013 $mg.kg^{-1}$) a nejméně byla zatížena tkáň jaterní (průměrně 0,038 ± 0,012 $mg.kg^{-1}$). Hodnota „hazard indexu“ pro standardního konzumenta je 0,01 a pro člena rybářské rodiny 0,58. Maximální přípustné množství masa z čtyřletého cejnka malého vhodné ke konzumaci za týden je 1 kg.

Graf č. 2: Průměrný obsah celkové rtuti ve tkáních cejnka malého - věk 5 roků (n = 3)



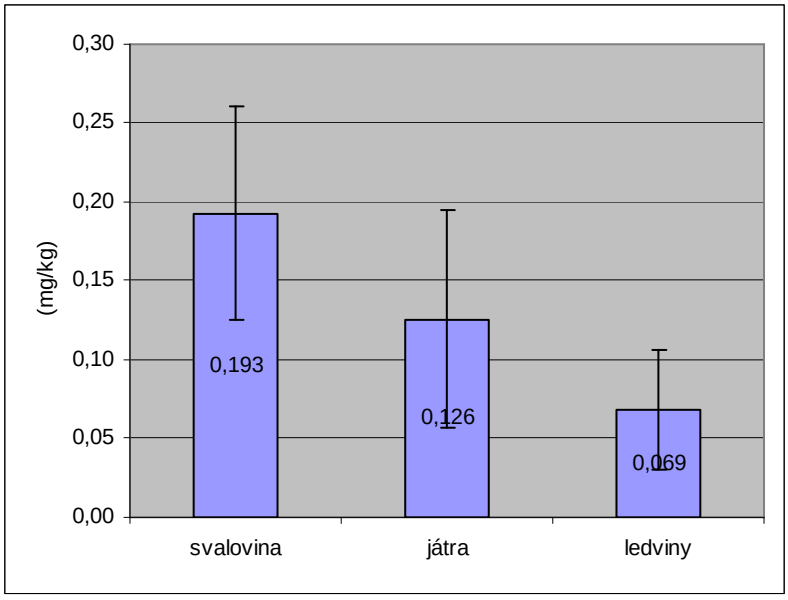
U pětiletých cejnků malých byla podle výsledků měření obsahu celkové rtuti nejzatíženější tkání svalovina (průměrně 0,216 ± 0,030 $mg.kg^{-1}$), méně játra (průměrně 0,089 ± 0,023 $mg.kg^{-1}$) a nejméně byly zatíženy ledviny (průměrně 0,079 ± 0,018 $mg.kg^{-1}$). Hodnota „hazard indexu“ pro standardního konzumenta je 0,03, ovšem pro člena rybářské rodiny 1,14. Maximální přípustné množství masa z pětiletého cejnka malého vhodné ke konzumaci je 0,51 kg za týden.

4.2.2. Cejn velký

U cejna velkého byly opět hodnoceny dvě věkové kategorie, čtyřletí a pětiletí jedinci. Věková kategorie – 4 roky zahrnovala pět kusů cejna velkého a věková kategorie – 5 roků také pět jedinců cejna velkého.

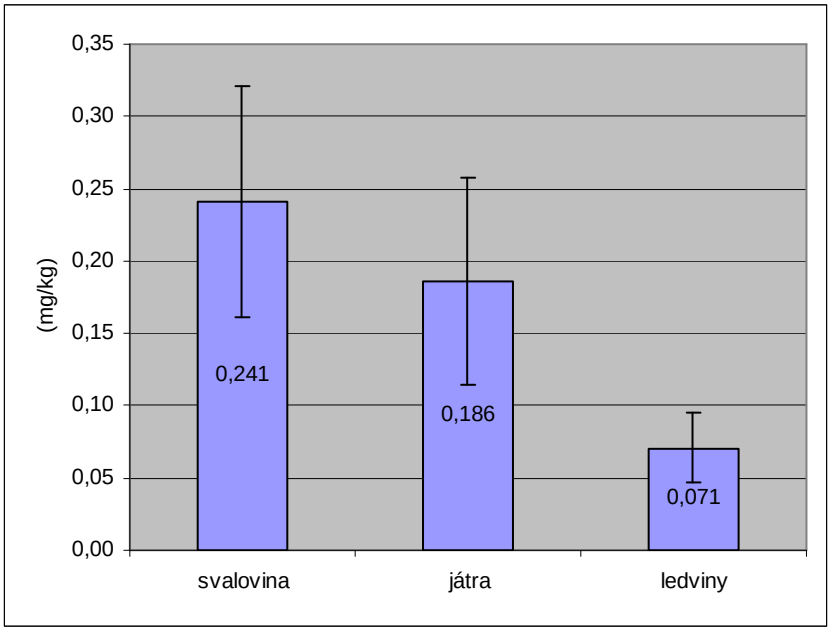
U čtyřletých cejnů velkých byla podle výsledků měření obsahu celkové rtuti nejzatíženější tkání svalovina (průměrně 0,193 ± 0,068 mg.kg^{-1}), méně zatížena byla játra (průměrně 0,126 ± 0,069 mg.kg^{-1}) a nejméně byly zatíženy ledviny (průměrně 0,069 ± 0,038 mg.kg^{-1}). Hodnota „hazard indexu“ pro standardního konzumenta je 0,03 a pro člena rybářské rodiny 1,00. Maximální přípustné množství masa ze čtyřletých cejnů velkých vhodné pro konzumaci je 0,58 kg za týden.

Graf č. 3: Průměrný obsah celkové rtuti ve tkáních cejna velkého – věk 4 roky (n = 5)



U pětiletých cejnů velkých byla podle výsledků měření obsahu celkové rtuti nejzatíženější tkání svalovina (průměrně 0,241 ± 0,080 mg.kg^{-1}), jaterní tkáň byla zatížena méně (průměrně 0,186 ± 0,072 mg.kg^{-1}) a nejméně byly zatížené ledviny (průměrně 0,071 ± 0,024 mg.kg^{-1}). Hodnota „hazard indexu“ pro standardního konzumenta je 0,03, ovšem pro člena rybářské rodiny dosahuje hodnoty 1,25. Maximální přípustné množství masa z pětiletého cejna velkého vhodné ke konzumaci je 0,47 kg za týden.

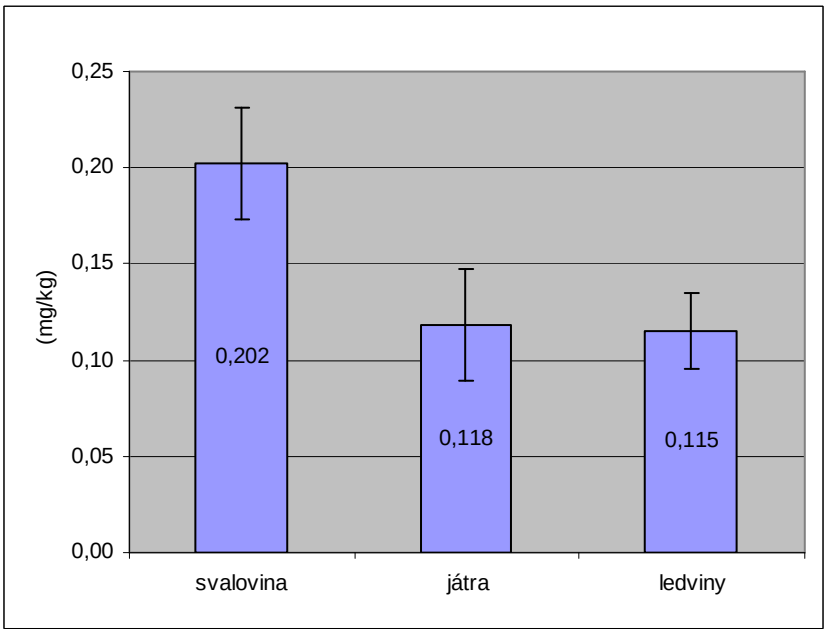
Graf č. 4: Průměrný obsah celkové rtuti ve tkáních cejna velkého – věk 5 roků (n = 5)



4.2.3. Bolen dravý

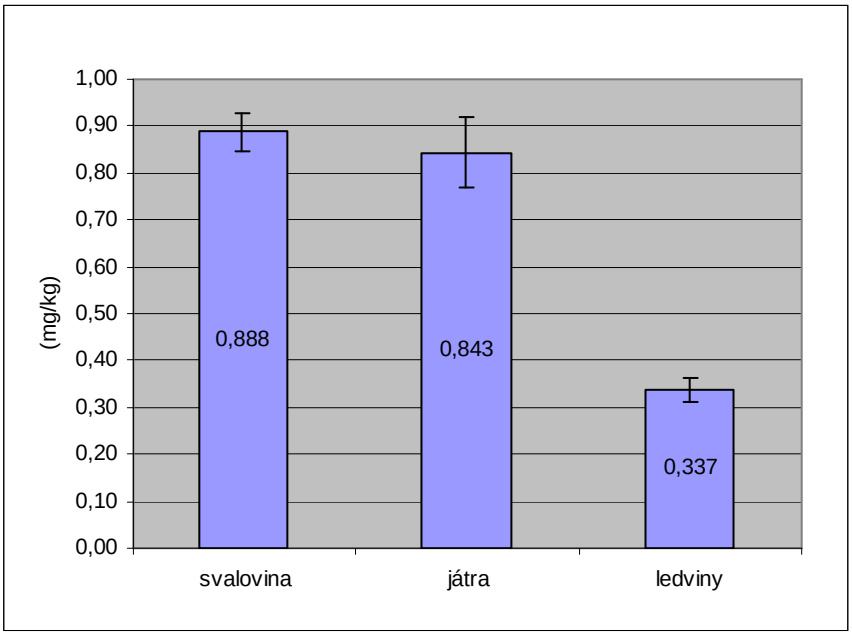
U bolena dravého byly hodnoceny dvě věkové kategorie – tříletí jedinci a jeden pětiletý jedinec. Věková kategorie – 3 roky zahrnovala dva kusy bolena dravého a věková kategorie – 5 let pouze jednoho jedince.

Graf č. 5: Průměrný obsah celkové rtuti ve tkáních bolena dravého – věk 3 roky (n = 2)



U tříletých bolenů dravých byla podle výsledků měření obsahu celkové rtuti nejzatíženější tkání svalovina (průměrně 0,202 ± 0,029 $mg.kg^{-1}$), méně pak tkáň jaterní (průměrně 0,118 ± 0,029 $mg.kg^{-1}$) a nejméně zatížené byly ledviny (průměrně 0,115 ± 0,020 $mg.kg^{-1}$). Jaterní tkáň a ledviny se v obsahu celkové rtuti příliš nelišily. Hodnota „hazard indexu“ pro standardního konzumenta je 0,03 a pro člena rybářské rodiny 1,05. Maximální přípustné množství masa ze tříletých bolenů dravých vhodné ke konzumaci je 0,55 kg za týden.

Graf č. 6: Obsah celkové rtuti ve tkáních bolena dravého – věk 5 roků (n = 1)

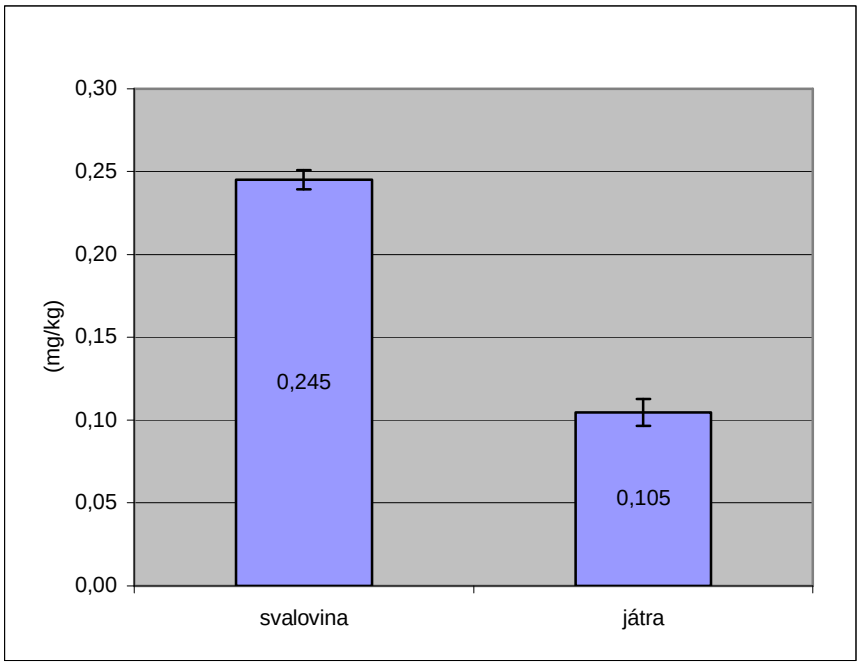


Podle výsledků měření obsahu celkové rtuti ve tkáních byl pětiletý bolen dravý nejvíce kontaminovaným jedincem odloveným na údolní nádrži Jordán. Nejzatíženější tkání byla svalovina (0,888 ± 0,041 $mg.kg^{-1}$), méně tkáň jaterní (0,843 ± 0,074 $mg.kg^{-1}$) a nejméně ledviny (0,337 ± 0,025 $mg.kg^{-1}$). Hodnota „hazard indexu“ pro standardního konzumenta je 0,16, ovšem pro člena rybářské rodiny dosahuje hodnoty 4,61. Maximální přípustné množství masa z pětiletého bolena dravého vhodné pro konzumaci je 0,13 kg za týden.

4.2.4. Okoun říční

Podle výsledků měření obsahu celkové rtuti u okouna říčního byla nejzatíženější tkání svalovina (0,245 ± 0,006 mg.kg^{-1}), méně zatíženou tkání byla játra (0,105 ± 0,008 mg.kg^{-1}). Ledviny k analýze nebyly odebrány. Hodnota „hazard indexu“ pro standardního konzumenta je 0,03, ale pro člena rybářské rodiny dosahuje hodnoty 1,27. Maximální přípustné množství masa z okouna říčního vhodné ke konzumaci je 0,58 kg za týden.

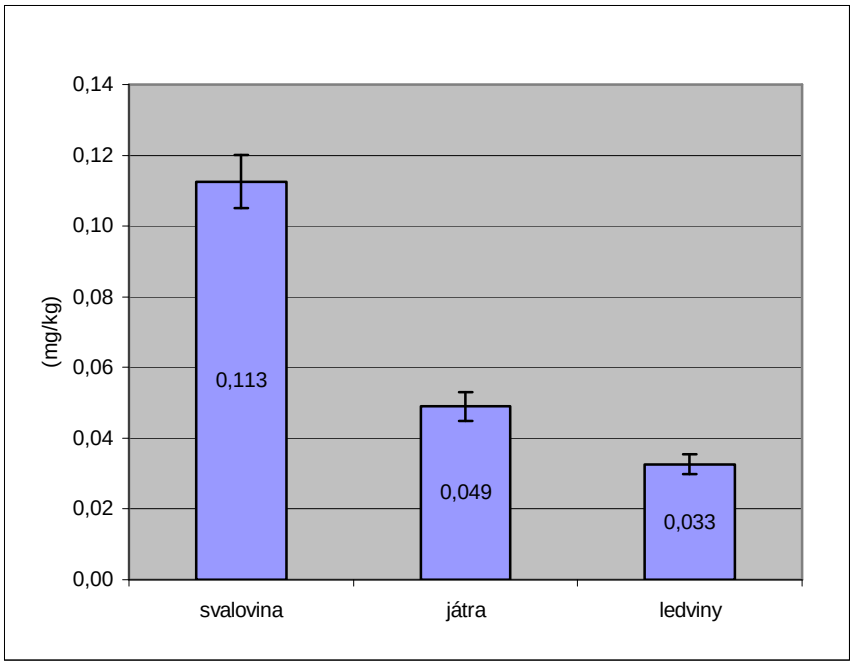
Graf č. 7: Obsah celkové rtuti ve tkáních okouna říčního (n = 1)



4.2.5. Tolstolobik bílý

Podle výsledků měření obsahu celkové rtuti byla nejzatíženější tkání svalovina (0,113± 0,007 mg.kg^{-1}), méně zatížená byla játra (0,049 ± 0,004 mg.kg^{-1}) a nejméně ledviny (0,033 ± 0,003 mg.kg^{-1}). Hodnota „hazard indexu“ pro standardního konzumenta je 0,01 a pro člena rybářské rodiny 0,58. Maximální přípustné množství masa z tolstolobika bílého ke konzumaci za týden je 1 kg.

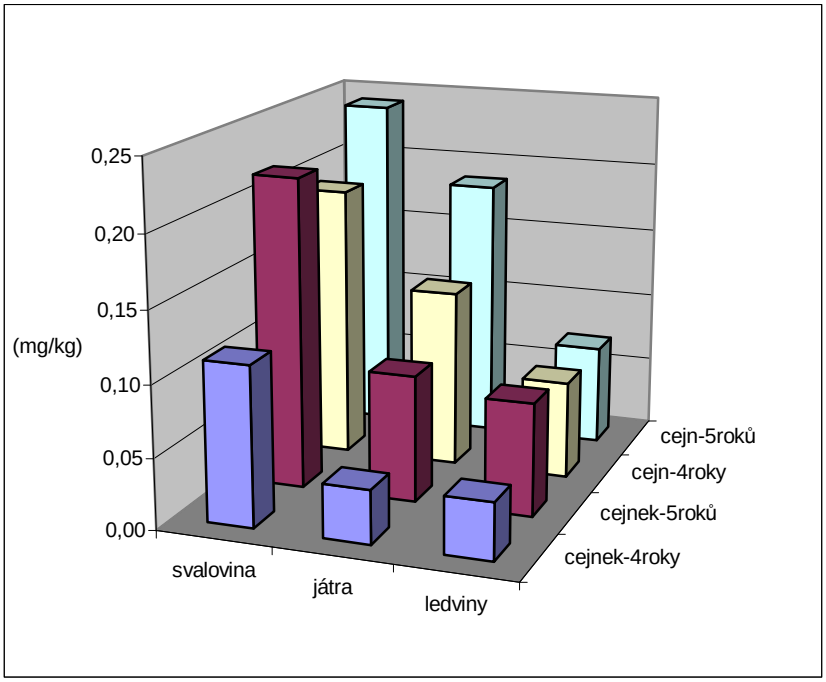
Graf č. 8: Obsah celkové rtuti ve tkáních tolstolobika bílého (n = 1)



4.3. Porovnání obsahu celkové Hg ve tkáních benthofágních druhů ryb

Z grafu č.9 je patrné, že celkový obsah rtuti ve tkáních benthofágních druhů ryb kladně roste s věkem. Největší množství rtuti ve svých tkáních kumulují vždy starší jedinci. Pětiletý cejnek malý má své tkáně více zatížené rtutí než čtyřletý cejnek malý. Zároveň ovšem hodnoty obsahu celkové rtuti u pětiletého cejnka malého jsou nižší než u stejně starého cejna velkého. To znamená, že obsah celkové rtuti ve tkáních ryb je závislý také na druhu ryby. Průměrný obsah celkové rtuti v jednotlivých tkáních se zmenšoval v pořadí: svalovina > játra > ledviny. Průměrný obsah celkové rtuti ve svalovině klesal v pořadí: cejn velký –5 roků > cejnek malý – 5 roků > cejn velký – 4 roky > cejnek malý – 4 roky. Průměrný obsah celkové rtuti v játrech se snižoval v pořadí: cejn velký – 5 roků > cejn velký – 4 roky > cejnek malý – 5 roků > cejnek malý – 4 roky. Průměrný obsah celkové rtuti v ledvinách se zmenšoval v pořadí: cejnek malý – 5 roků > cejn velký – 5 roků > cejn velký – 4 roky > cejnek malý – 4 roky.

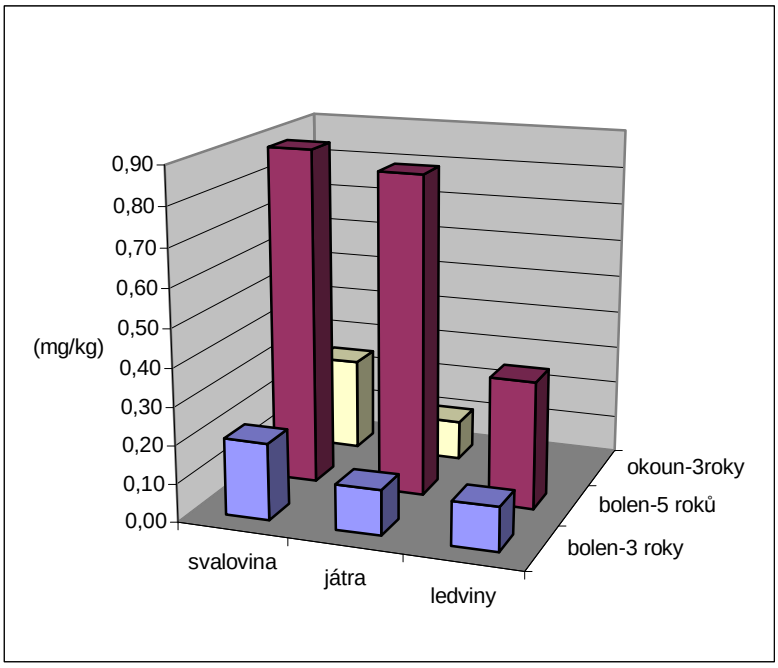
Graf č. 9: Obsah celkové rtuti ve tkáních benthofágních druhů ryb z údolní nádrže Jordán



4.4. Porovnání obsahu celkové Hg ve tkáních dravých druhů ryb

Při porovnávání celkového obsahu rtuti ve tkáních dravých druhů ryb se setkáváme se stejným trendem jako u benthofágních druhů ryb. Starší jedinci stejného druhu akumulují ve svých tkáních podstatně více rtuti než jedinci mladší věkové kategorie. Obsah celkové rtuti tedy roste s věkem. Rozdíl obsahu celkové rtuti v jednotlivých tkáních tříletého a pětiletého bolena dravého je poměrně výrazný. Průměrný obsah celkové rtuti v jednotlivých tkáních se zmenšoval v pořadí: svalovina > játra > ledviny. Průměrný obsah celkové rtuti ve svalovině klesal v pořadí: bolen dravý – 5 roků > okoun říční – 3 roky > bolen dravý – 3 roky, v játrech se snižoval: bolen dravý – 5 roků > bolen dravý – 3 roky > okoun říční – 3 roky a v ledvinách klesal: bolen dravý – 5 roků > bolen dravý – 3 roky. U okouna říčního nebyly ledviny k analýze odebrány.

Graf č. 10: Obsah celkové rtuti ve tkáních dravých druhů ryb z údolní nádrže Jordán



4.5. Obsah celkové rtuti ve tkáních ryb z rybníka Košín

Výsledky analýz tkání všech ryb odlovených v rybníce Košín jsou uvedeny v následující tabulce č. 2.

kód vzorku	ryba č.	druh	věk	svalovina celkHg (mg/kg)	játra celkHg (mg/kg)	ledviny celkHg (mg/kg)
748/1	1	cejn velký	5	0,0556	0,0185	0,0084
748/2	2	cejn velký	5	0,0555	0,0150	0,0094
748/3	3	cejn velký	5	0,0423	a0,0112	0,0069
748/4	4	cejn velký	5	0,0384	0,0113	0,0069
748/5	5	cejn velký	5	0,0354	a0,0879	0,0070
-	průměr	-	-	**0,0454**	**0,0149**	**0,0077**
-	SD	-	-	**0,0081**	**0,0024**	**0,0010**
748/6	6	karas ob.	6	**0,0546**	**0,0103**	**0,0124**
-	SD*	-	-	**0,0033**	**0,0005**	**0,0010**

Tab. č. 2: Obsah celkové rtuti ve tkáních ryb z rybníka Košín
Vysvětlivky: SD* = směrodatná odchylka měření; a = vyloučeno ze statistických výpočtů

Z rybníka Košín jsem hodnotila zástupce benthofágního druhu cejna velkého (5 kusů) a karase obecného (1 kus). Nejvyšší zjištěná hodnota obsahu celkové rtuti ve svalovině byla 0,056 $mg.kg^{-1}$ a to u dvou jedinců cejna velkého současně, v játrech 0,018 $mg.kg^{-1}$ u cejna velkého a v ledvinách 0,013 $mg.kg^{-1}$ u karase obecného.

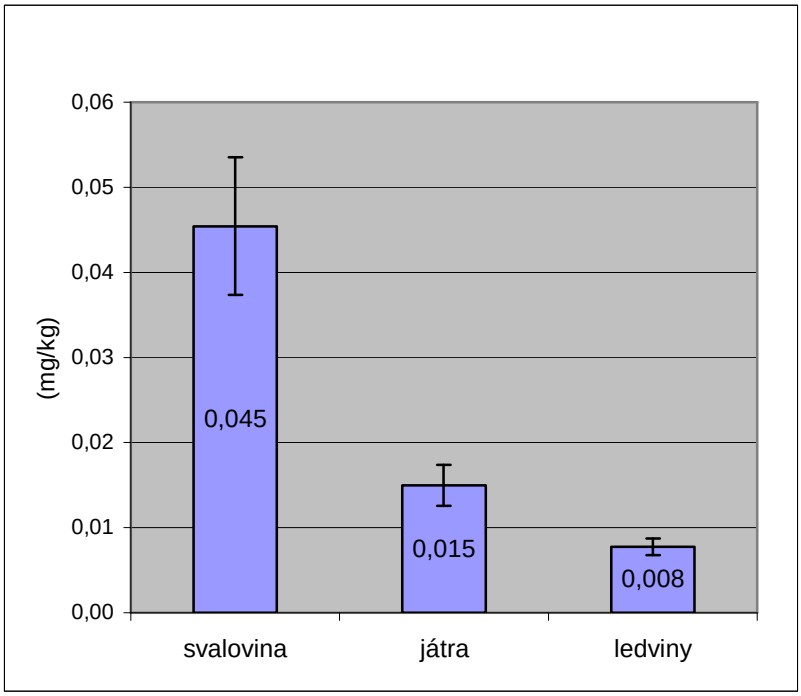
Hodnoty „hazard indexu“ byly nízké a ani pro člena rybářské rodiny nedosahovaly hodnoty 1. Nejvyšší hodnota „hazard indexu“ zde byla zjištěna u karase obecného (0,28).

4.6. Obsah rtuti u jednotlivých druhů ryb z rybníka Košín

4.6.1. Cejn velký

U cejna velkého jsem hodnotila pouze jednu věkovou kategorii – 5 roků. Podle výsledků měření obsahu celkové rtuti byla nejzatíženější tkání cejna velkého z rybníka Košín svalovina (průměrně 0,045 ± 0,008 mg.kg^{-1}), méně jaterní tkáň (průměrně 0,015 ± 0,002 mg.kg^{-1}) a nejméně ledviny (průměrně 0,008 ± 0,001 mg.kg^{-1}). Hodnota „hazard indexu“ pro standardního spotřebitele je 0,006 a pro člena rybářské rodiny 0,24. Maximální přípustné množství masa ke konzumaci z pětiletého cejna velkého z rybníka Košín je 2,47 kg za týden.

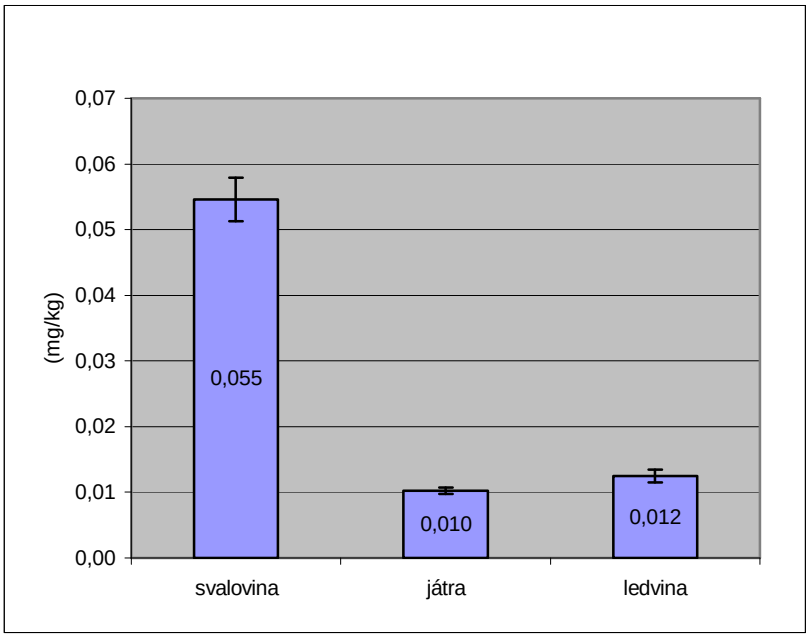
Graf č. 11: Průměrný obsah celkové rtuti ve tkáních cejna velkého – věk 5 roků (n = 5)



4.6.2. Karas obecný

Podle výsledků měření obsahu celkové rtuti byla nejzatíženější tkání karase obecného z rybníka Košín svalovina (0,055 ± 0,003 mg.kg^{-1}), méně ledviny (0,012 ± 0,001 mg.kg^{-1}) a nejméně játra (0,010 ± 0,001 mg.kg^{-1}). Hodnota „hazard indexu“ pro standardního konzumenta byla 0,007 a pro člena rybářské rodiny dosahovala hodnoty 0,28. Maximální přípustné množství masa ke konzumaci z karase obecného je 2,05 kg za týden.

Graf č. 12: Obsah celkové rtuti ve tkáních karase obecného (n = 1)

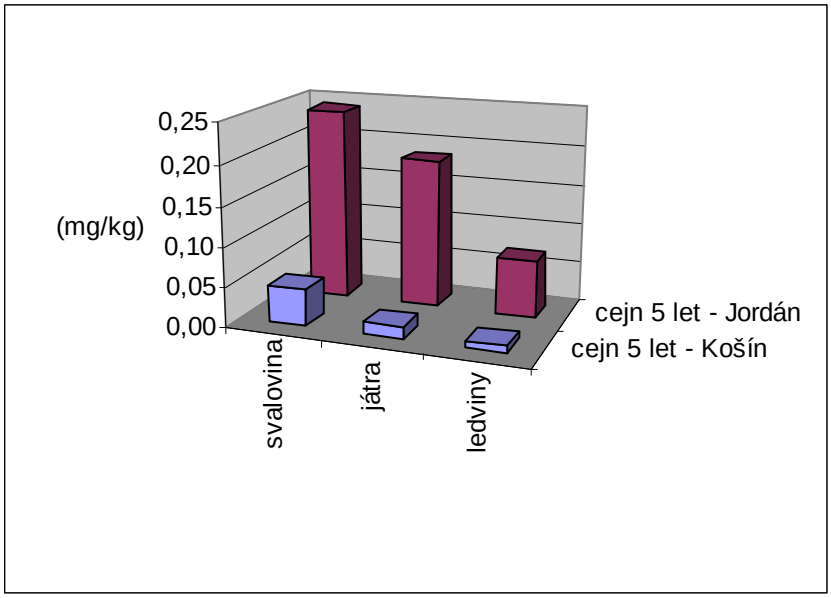


4.7. Porovnání údolní nádrže Jordán a rybníka Košín

Z výsledků znázorněných v grafu č.13 vyplývá, že zvolený indikátorový druh ryby (cejn velký) velmi dobře odráží mnohonásobně vyšší zátěž rtutí na Jordánu ve srovnání s rybníkem Košín, ležícím nad ním. Tento stav je zřejmě zapříčiněn též značným zatížením sedimentů Jordánu mimo jiné také rtutí, jak zjistila ve své práci Kutná (2005).

Cejni velcí z údolní nádrže Jordán překračují bývalé hygienické limity stanovené Vyhláškou ministerstva Zdravotnictví č.53/2002 Sb., která předepisovala pro nedravé druhy ryb 0,1 $mg.kg^{-1}$ č. hm.. Obsah celkové rtuti u obou skupin klesá v pořadí svalovina > játra > ledviny. Rozdíl mezi průměrnými obsahy celkové rtuti ve svalovině pětiletých cejnů velkých z Jordánu a z Košína je statisticky významný na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ (určeno programem Microsoft Office Excel 2003, funkcí T-TEST).

Graf č. 13: Porovnání 5-letých cejnů velkých z Jordánu a rybníka Košín



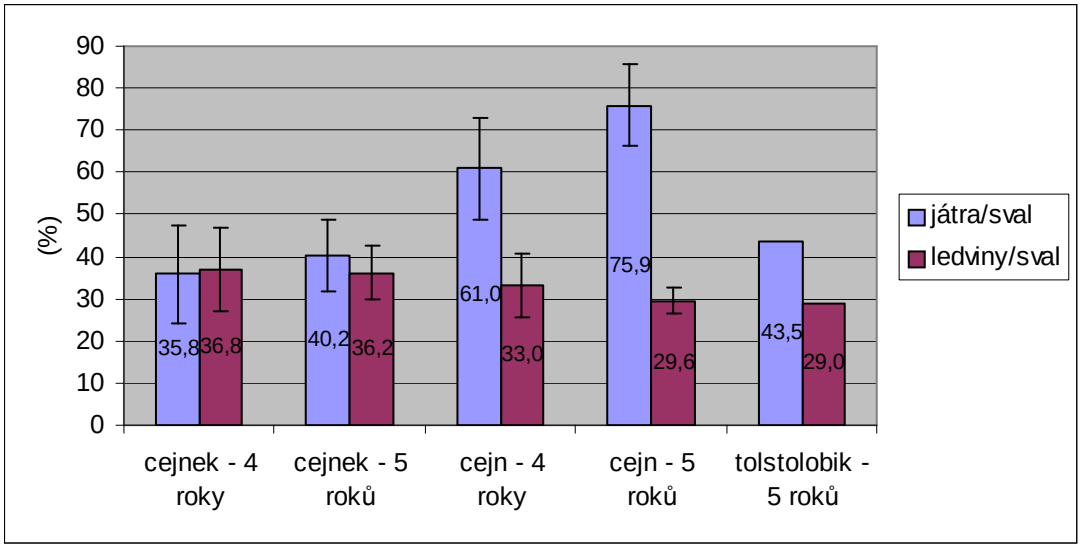
4.8. Poměr játra/svalovina, ledviny/svalovina

Poměr obsahu celkové rtuti v jednotlivých tkáních (játra a ledviny) vzhledem ke svalovině byl porovnáván u všech jedinců odlovených na údolní nádrži Jordán a na rybníce Košín. Veškeré hodnoty poměrů játra/svalovina a játra/ledviny jsou uvedeny v příloze č.6 a č.7.

4.8.1. Nedravé druhy ryb z údolní nádrže Jordán

Jako zástupce nedravých druhů ryb z údolní nádrže Jordán jsem hodnotila cejnka malého, cejna velkého a tolstolobika bílého. Cejnka malého i cejna velkého jsem porovnávala na základě dvou věkových kategorií (4 roky a 5 roků). Nejnižší zjištěná hodnota poměru obsahu celkové rtuti játra/svalovina byla 19,3% u čtyřletého jedince cejnka malého a nejvyšší 95% u pětiletého jedince cejna velkého. Nejnižší zaznamenaný poměr obsahu celkové rtuti ledviny/svalovina byl 16,7% u čtyřletého jedince cejnka malého a nejvyšší 51,6% rovněž u čtyřletého jedince cejnka malého. V následujícím grafu č. 14 je porovnán průměrný poměr obsahu rtuti játra/svalovina a ledviny/svalovina u nedravých druhů ryb z Jordánu.

Graf č. 14: Porovnání průměrného poměru játra/svalovina a ledviny/svalovina u nedravých druhů ryb z údolní nádrže Jordán

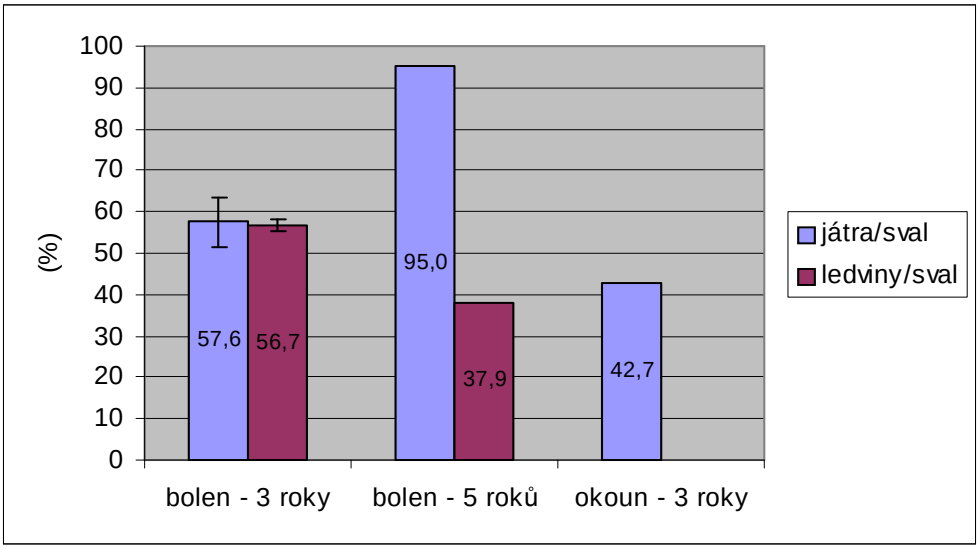


Z grafu č. 14 je patrné, že průměrný poměr obsahu celkové rtuti játra/svalovina klesá v pořadí cejn velký – 5 roků > cejn velký – 4 roky > tolstolobik bílý –5 roků > cejnek malý – 5 roků > cejnek malý – 4 roky. U cejnů velkých a cejnků malých je jasně patrné, že poměr játra/svalovina se snižoval s jejich klesajícím věkem. Průměrný poměr obsahu celkové rtuti ledviny/svalovina byl poměrně vyrovnaný u všech druhů ryb i jejich věkových kategorií a nedosahoval tak vysokých hodnot jako poměr játra/svalovina.

4.8.2. Dravé druhy ryb z údolní nádrže Jordán

Jako zástupce dravých druhů ryb z údolní nádrže Jordán jsem hodnotila bolena dravého a okouna říčního. U bolena dravého jsem porovnávala dvě věkové kategorie (3 roky a 5 roků).

Graf č. 15: Porovnání průměrného poměru játra/svalovina a ledviny/svalovina u dravých druhů ryb z údolní nádrže Jordán



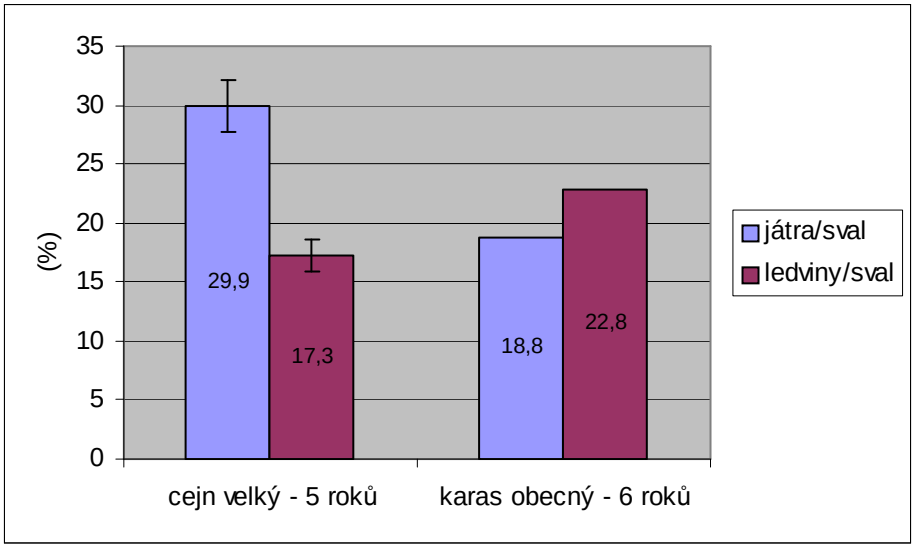
Poměr obsahu celkové rtuti játra/svalovina klesá v pořadí bolen dravý – 5 roků > bolen dravý – 3 roky > okoun říční – 3 roky. Stejně jako u nedravých druhů ryb i u dravců se poměr játra/svalovina snižuje s klesajícím věkem. Nejvyšší hodnota poměru celkové rtuti játra/svalovina byla 95% u bolena dravého – 5 roků. Zvýšená úroveň rtuti v jaterní tkáni v porovnání se svalovinou je považována za známku znečištění ekosystému rtutí (Svobodová et al., 1999). Poměr obsahu celkové rtuti ledviny/svalovina byl nejvyšší u tříletého bolena dravého 56,7%. U okouna říčního poměr ledviny/svalovina stanoven nebyl, protože ledviny nebyly odebrány k analýze.

4.8.3. Nedravé druhy ryb z rybníka Košín

Jako zástupce nedravých druhů ryb z rybníka Košín jsem hodnotila cejna velkého a karase obecného.

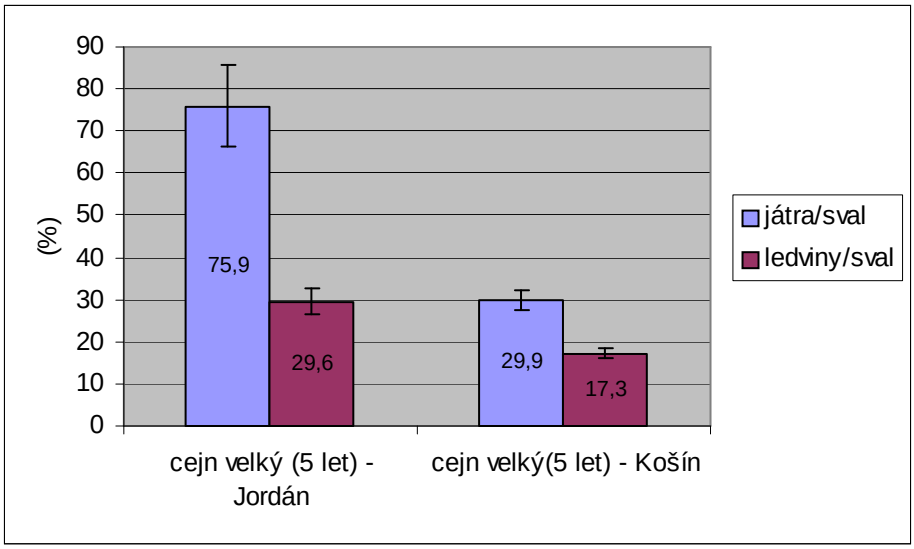
Poměr obsahu celkové rtuti játra/svalovina byl vyšší u pětiletého cejna velkého 29,9%, u šestiletého karase obecného byl pouze 18,8%. Poměr obsahu celkové rtuti ledviny/svalovina byl vyšší u karase obecného 22,8%. Na základě zjištěných údajů lze konstantovat, že ryby z rybníka Košín mají nízké hodnoty poměrů játra/svalovina i ledviny/svalovina.

Graf č. 16: Porovnání průměrného poměru obsahu celkové Hg játra/svalovina a ledviny/svalovina u nedravých druhů ryb z rybníka Košín



4.8.4. Porovnání poměrů z údolní nádrže Jordán a rybníka Košín

Graf č. 17: Porovnání poměrů játra/svalovina a ledviny/svalovina u cejnů velkých (5 let) z údolní nádrže Jordán a rybníka Košín



Při porovnání cejna velkého stejné věkové kategorie z údolní nádrže Jordán a z rybníka Košín je patrné, že jedinci odlovení na Jordánu mají podstatně vyšší poměr obsahu celkové rtuti játra/svalovina než cejni z Košína. Poměr obsahu celkové rtuti játra/svalovina je u cejna velkého z Jordánu 75,9%, u cejna velkého z Košína 29,9%. Rozdíl mezi oběmi hodnotami činí celých 46%. Průměrný obsah celkové rtuti ledviny/svalovina je u cejna velkého z Jordánu 29,6% a u cejna velkého z Košína 17,3%, tedy poměrně nízký.

5. ZÁVĚR

Na údolní nádrži Jordán v Táboře byl (od listopadu 2003 do října 2004) prováděn monitoring obsahu rizikových prvků ve vodě a v sedimentech (Kutná, 2005). Průměrné hodnoty ve vodě byly poměrně nízké a nedosahovaly ani 1/10 platného limitu dle EU 1 $\mu g.l^{-1}$. Průměrná koncentrace rtuti za sledované období činila 0,07 $\mu g.l^{-1}$ s maximálníkoncentrací 0,19 $\mu g.l^{-1}$. Příčinou zvýšených hodnot bude zřejmě zemědělská činnost a atmosférické srážky, které rtuť vymývají ze zemědělské půdy (Kutná, 2005). Voda ovšem není dobrým ukazatelem znečištění ekosystému rtutí. Obsah rtuti v povrchových vodách je značně závislý na interakci voda – sediment a je tedy více proměnlivý než v ostatních složkách ekosystému. Ryby se jeví jako nejvhodnější bioindikátor znečištění vodního prostředí rtutí, protože představují koncový článek potravního řetězce (fytoplankton – zooplankton – nedravé ryby – dravé ryby) (Janoušková, 2002).

Na údolní nádrži Jordán v Táboře bylo v období od září 2006 do března 2007 odloveno celkem 28 kusů ryb příslušejících do 5 druhů. Jako zástupce benthofágních druhů byl hodnocen cejn velký (*Abramis brama*), věková kategorie 4 roky (průměrný obsah rtuti ve svalovině 0,193 ± 0,068 $mg.kg^{-1}$ č. hm.) a 5 roků (průměrný obsah rtuti ve sval. 0,241 ± 0,080 $mg.kg^{-1}$ č. hm.) a cejnek malý (*Blicca bjoerkna*), věková kategorie 4 roky (prům. obsah rtuti ve svalovině 0,112 ± 0,031 $mg.kg^{-1}$ č. hm.) a 5 roků (prům. obsah rtuti ve svalovině 0,219 ± 0,030 $mg.kg^{-1}$ č. hm.). Jako zástupce dravých druhů byl hodnocen bolen dravý (*Aspius aspius*), věková kategorie 3 roky (prům. obsah rtuti ve svalovině 0,202 ± 0,029 $mg.kg^{-1}$ č. hm.) a 5 roků (obsah rtuti ve svalovině 0,888 ± 0,041 $mg.kg^{-1}$ č. hm.) a okoun říční (*Perca fluviatilis*) (obsah rtuti ve svalovině 0,245 ± 0,006 $mg.kg^{-1}$ č. hm.). Jako druh planktonofágní byl hodnocen tolstolobik bílý (*Hypophthalmichthys molitrix*) (obsah rtuti ve svalovině 0,113 ± 0,007 $mg.kg^{-1}$ č. hm.).

Obsah rtuti se zmenšoval v jednotlivých tkáních ryb v pořadí: svalovina > játra > ledviny. Dřívější hygienický limit 0,1 $mg.kg^{-1}$ č. hm. rtuti ve svalovině nedravých druhů ryb stanovený Vyhláškou Ministerstva zdravotnictví ČR č.53/2002 Sb. byl překročen téměř u všech vzorků s výjimkou tří vzorků cejnků malých. Bývalý hygienický limit 0,5 $mg.kg^{-1}$ č. hm. rtuti ve svalovině dravých druhů ryb stanovený Vyhláškou Ministerstva zdravotnictví ČR č. 53/2002 Sb. byl překročen pouze u pětiletého bolena dravého (0,888 ± 0,041 $mg.kg^{-1}$ č. hm.). U ostatních dravých druhů ryb hygienický limit překročen nebyl vzhledem k jejich nižší věkové kategorii. Ovšem podle Nařízení vlády č. 61/2003 Sb., které udává, že koncentrace rtuti v reprezentativním vzorku masa ryb, zvolených jako indikátor, nesmí přestoupit hodnotu

0,1 mg.kg^{-1} čerstvé tkáně (svalovina), byla koncentrace rtuti překročena ve všech vzorcích s výjimkou tří jedinců cejnka malého.

Jednotlivé druhy ryb mají rozdílnou schopnost akumulovat rtuť. Mezi nedravými druhy ryb byly nejvyšší hodnoty zjištěny u nejstarší věkové kategorie cejna velkého (5 roků). Tím se potvrdilo i zjištění z mnoha dalších lokalit (např. řeky Malše, nádrže Hněvkovice, nádrže Římov, atd.), že cejn velký akumuluje podstatně více rtuti než ostatní nedravé druhy ryb, kromě parmy obecné, která rovněž akumuluje vyšší množství rtuti (Svobodová et al., 1993).

I věk hraje zásadní roli na hromadění rtuti v rybím organismu. Starší jedinci (dravých i nedravých druhů ryb) vykazovali prokazatelně vyšší hladiny než jedinci z nižších věkových kategorií.

Pořadí jednotlivých druhů ryb odlovených z údolní nádrže Jordán je podle celkového obsahu rtuti ve svalovině následující: bolen dravý, okoun říční, cejn velký, cejnek malý a tolstolobik bílý. Výsledky analyzovaných vzorků (především svaloviny) dokazují, že typicky dravé ryby mají větší schopnost akumulovat rtuť ve svých tkáních.

Na rybníce Košín byly analyzovány 2 druhy ryb: cejn velký (*Abramis brama*) (průměrně 0,045 ± 0,008 mg.kg^{-1} č. hm.) a karas obecný (*Carassius carassius*) (0,055 ± 0,003 mg.kg^{-1} č. hm.). Obsah rtuti se zmenšoval v pořadí svalovina > játra > ledviny. Dřívější hygienický limit 0,1 mg.kg^{-1} č. hm. rtuti ve svalovině nedravých druhů ryb nebyl překročen ani u jednoho vzorku. Při porovnání cejna velkého stejné věkové kategorie z údolní nádrže Jordán a z rybníka Košín je patrné, že jedinci odlovení na Jordánu jsou mnohem více zatížení rtutí než cejni z Košína (graf č.13). Rozdíl mezi obsahy celkové rtuti ve svalovině u pětiletých cejnů velkých z Jordánu (průměrně 0,241 ± 0,080 mg.kg^{-1} č. hm.) a z Košína (průměrně 0,045 ± 0,008 mg.kg^{-1} č. hm.) je statisticky významný na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ a je zřejmě způsoben rtutí z nahromaděných sedimentů v Jordánu.

Dále byl porovnáván poměr obsahu celkové rtuti v játrech a v ledvinách vzhledem ke svalovině. Nejnižší poměr obsahu celkové rtuti játra/svalovina 18,8% byl zaznamenán u karase obecného z rybníka Košín. Naopak nejvyšší poměr játra/svalovina byl 95% u pětiletého bolena dravého a současně u pětiletého cejna velkého, oba z nádrže Jordán. Nejnižší zjištěný poměr obsahu celkové rtuti ledviny/svalovina 15,2% byl zaznamenán u pětiletého cejna velkého z rybníka Košín a nejvyšší 58,3% u tříletého bolena dravého z údolní nádrže Jordán. Vysoký poměr obsahu celkové rtuti v jednotlivých tkáních vzhledem ke svalovině je považován za známku znečištění ekosystému rtutí (Svobodová et al., 1999).

V souvislosti se znečištěním tkání rtutí bylo dosaženo následujícího pořadí játra/svalovina > ledviny/svalovina.

Pro hodnocení zdravotního rizika z hlediska rtuti a methylrtuti byla použita metoda dle Kannana (1998), který popsal výpočet „hazard indexu“ souvisejícího s rybí spotřebou. Čím více se „hazard index“ blíží 1, tím je zde větší riziko toxicity. Vypočítané hodnoty „hazard indexu“ jsou znázorněny v příloze č.3 a č.4. Pro standardního konzumenta, který by konzumoval ryby z údolní nádrže Jordán se hodnotě 1 neblížil žádný druh ryby. Ovšem pro člena rybářské rodiny hodnotu 1 nejvíce překročil pětiletý bolen dravý (4,61), dále okoun říční (1,27), pětiletý cejn velký (1,25), pětiletý cejnek malý (1,14) a tříletý bolen dravý (1,05). Pro hodnocení hygienického rizika konzumace ryb z nádrže Jordán byla použita maximální doporučená týdenní dávka pro celkovou rtuť stanovená WHO, která je 1,6 μg MeHg na 1 kg tělesné hmotnosti. Tedy pro statistického jedince o tělesné hmotnosti 70 kg je 0,112 $mg.kg^{-1}$ rtuti týdně. Maximální týdenní doporučená dávka rybího masa z údolní nádrže Jordán je tedy 0,13 kg pětiletého bolena dravého, 0,46 kg okouna říčního, 0,47 kg pětiletého cejna velkého, 0,51 kg pětiletého cejnka malého, 0,55 kg tříletého bolena dravého, 0,58 kg čtyřletého cejna velkého, 1 kg tolstolobika bílého a 1 kg čtyřletého cejnka malého. Z rybníka Košín je maximální týdenní doporučená dávka rybího masa: 2,05 kg karase obecného a 2,47 kg cejna velkého. „Hazard index“ v rybníce Košín překročen nebyl.

Dalším cílem této práce bylo také posoudit obsah rtuti ve tkáních ryb z údolní nádrže Jordán, to zda překračují dřívější hygienické limity stanovené vyhláškou Ministerstva zdravotnictví ČR č. 53/2002 Sb. Na základě zjištěných výsledků lze konstatovat, že obsah rtuti ve tkáních ryb z údolní nádrže Jordán výrazně nepřesahuje dřívější hygienické limity. To ale neznamená, že koncentrace rtuti jsou zcela zanedbatelné. To může být dáno nízkou věkovou kategorií a malým počtem ryb (zvláště dravých druhů), které byly analyzovány. Další práce by se měly zaměřit hlavně na sledování obsahu rtuti ve tkáních dravých jedinců a jedinců vyšší věkové kategorie.

6. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

Abernathy A. R., 1985: Mercury mobilization and biomagnification from the filling of a Piedmont reservoir. *Report U. S. Geology Survoy Water Resources Division*, 71.

Abreu S. N., Pereira E., Vale C., Duarte A. C., 2000: Accumulation of mercury in sea bass from a contamined lagoon (Ria de Aveiro, Portugal). *Marine Pollution Bulletin*, 40, (4), 293 – 297.

Agah H., Leermakers M., Elskens M., Fatemi S. M. R., Baeyens W., 2007: Total mercury and methylmercury concentrations in fish from the Persian Gulf and the Caspian Sea. *Water Air and Soil Pollution*, 181, (1 – 4), 95 – 105.

Akagi H., Mortimer D. C., Miller D. R., 1979: Mercury methylation and patition in aquatic systems. *Bulletin Environment Contamination Toxicology*, 23, 372 – 376.

Albrecht J. a kol., 2003: Českobudějovicko, Chráněná území České republiky, svazek VIII. Praha, *Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a Ekocentrum Brno*, 807.

Altec, 2002: Návod na obsluhu přístroje AMA 254. Praha, 131.

Bauer J., Tvrz F., 1988: Minerály. Praha, *Svoboda*, 207.

Belger L., Forsberg B. R., 2006: Factors controlling Hg levels in two predatory fish species in the Negro river basin, Brazilian Amazon. *Science of the Total Environment*, 367, (1), 451 – 459.

Belzile N., Chen Y. W., Gunn J. M., Tong J., Alarie Y., Delonchamp T., Lang C. Y., 2006: The effect of selenium on mercury assimilation by freshwater organisms. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63, (1), 1 – 10.

Bencko V., Cikrt M., Lener J., 1995: Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka. Praha, *Grada Publications*, 288.

Bischoff K., Pichner J., Braselton W. E., Counard C., Evers D. C., Edwards W. C., 2002: Mercury and selenium concentrations in liver and eggs of common loons (Gavia immer) from Minnesota. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 42, (1), 71 – 76.

Brunborg L. A., Graff I. E., Froyland L., Julshamn K., 2006: Levels of non-essential elements in muscle from harp seal (Phagophilus groenlandicus) and hooded seal (Cystophora crystata) caught in the Greenland Sea area. *Science of the Total Environment*, 366, (2 – 3), 748 – 798.

Bustamante P., Morales C. F., Mikkelsen B., Dam M., Caurant F., 2004: Trace element bioaccumulation in grey seals Halichoerus grapus from the Faroe Islands. *Marine Ecology – Progress Series*, 267, 291 – 301.

Campbell L. M., Dixon D. G., Hecky R. E., 2003: A review of mercury in Lake Victoria, East Africa: Implications for human and ecosystem health. *Journal of Toxicology and Environmental Health – Part B-Critical Reviews*, 6, (4), 325 – 356.

Cibulka J., Mader P., Sova Z., 1991: Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře. Praha, *Academia*, 83 – 104.

Cizdziel J., Hinners T., Cross C., Pollard J., 2003: Distribution of mercury in the tissues of five species of freshwater fish from Lake Mead, USA. *Journal of Environmental Monitoring*, 5, (5), 802 – 807.

Clarkson T. W., 1997: The toxicology of mercury. *Critical Review Clinical Laboratory Science*, 34, 369 – 403.

Černá M., 2004: Opatření mezinárodních institucí a České republiky k omezování rizika znečišťování životního prostředí rtutí. *Chemické listy*, 98, 916 – 921.

Desta Z., Borgstrom R., Rosseland B. O., Dabedo E., 2007: Lower than expected mercury concentration in piscivorous African sharptooth cathfish Clarias gariepinus (Burchell). *Science of the Total Environment*, 367, (1 – 3), 134 – 142.

Dorea J. G., Barbosa A. C., 2007: Anthropogenic impact of mercury accumulation in fish from the Rio Madeira and Rio Negro rivers (Amazonia). *Biological Trace Element Research*, 115, (3), 243 – 254.

Durden W. N., Stolen M. K., Adams D. H., Stolen E. D., 2007: Mercury and selenium concentrations in stranded bottlenose doplhins from the River lagoon systém, Florida. *Bulletin of Marine Science*, 81, (1), 37 – 54.

Fitzgerald F. W., Clarkson T. W., 1991: Mercury and monomethylmercury Present and future concenrns. *Environment Health Perspect*, 96, 159 – 166.

Gergel J., 2004: Posouzení zdravotní nezávadnosti sedimentu z údolní nádrže Jordán včetně způsobu jeho dalšího využití. České Budějovice, 9.

Greenwood N. N., Earnshaw A., 1993: Chemie prvků II. Praha, *Informatorium*, 793 – 1610.

Hartman P., Přikryl I., Štědrovský E., 1998: Hydrobiologie. Praha, *Informatorium*, 2. vydání, 335.

Holoubek I., 2004: Chemie životního prostředí IV. Polutanty s dlouhou dobou života v prostředí. Těžké kovy (HMs) – rtuť. Brno, *Recetox – Tocoen and Associates*, 32.

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

Chábera S. a kol., 1985: Jihočeská vlastivěda – Neživá příroda. České Budějovice, *Jihočeské nakladatelství*, 296.

Janoušková D., 2002: Obsah rtuti ve tkáních ryb. *Disertační práce*, Zemědělská fakulta Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích, 155.

Janoušková D., Švehla J., 2002: Mercury concentrations in fish tissues in the water reservoir Římov, South Bohemia. *Series for Crop Sciences*, 19, 43 – 48.

Jursík F., 2002: Anorganická chemie kovů. Praha, *Vysoká škola chemicko-technologická v Praze*, 152. http://cs.wikipedia.org/wiki/Rtu%C5%A5#column-one, staženo 2.10.2007

Kalač P., Tříska J., 1998: Chemie životního prostředí. Skriptum Zemědělské fakulty, *Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích*, 34 – 38.

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, 109 – 118.

Kinghorn A., Solomon P., Chan H. M., 2007: Temporal and spatial trends of mercury in fish collected in the English – Wabigoon river systém in Ontario, Canada. *Science of the Total Environment* 372, (2 – 3), 615 – 623.

Klavenkamp J. F., McDonald W. A., Lillie W. R., Lutz A., 1983: Joint toxicity of mercury and selenium in salmonid eggs. *Archives of Environmental Contamination and* Toxicology, 12, 415 – 419.

Kleňhová M., 2005: Ekologický monitor. Krátké zprávy ze zahraničních periodik. *EKO VIS MŽP. Informační zpravodaj*, roč. 15, č. 02, 24 – 35.

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 Journal Food Sciences*, 26, 65 – 70.

Kutná M., 2005: Dymanika výkyvů koncentrací rizikových prvků ve vodě nádrže Jordán v Táboře. *Diplomová práce*, Pedagogická fakulta v Českých Budějovicích, 71.

Lodenius M., 1990: Environmental mobilization of mercury and cadmium. *Publications Department of Environmental Conservation*, Univerzity of Helsinki, 13, 13 – 17.

McIntyre J. K., Beauchamp D. A., 2007: Age and trophic position dominate bioaccumulation of mercury and organochlorines in the food web of Lake Washington. *Science of the Total Environment*, 372, (2 – 3), 571 – 584.

Merian E., 1991: Metals and Their Compounds in the Environment. *Weinheim VCH*, Germany, 313 – 398.

Murphy G. W., Newcomb T. J., Orth D. J., 2007: Sexual and seasonal variations of mercury in smallmouth bass. *Journal of Freshwater ecology*, 22, (1), 135 – 143.

Nařízení vlády č. 61/2003 O ukazatelých a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech. Praha, 54.

Paulsson K., Lundbergh K., 1991: Treatment of mercury contaminated fish by selenium addition. *Water Air and Soil Pollution*, 56, 833 – 841.

Pitter P., 1999: Hydrochemie. Praha, *SNTL*, 568.

Raldua D., Diez S., Bayona J. M., Barcelo D., 2007: Mercury levels and liver pathology in feral fish living in the vicinyty of a mercury cell chlor – alkali factory. *Chemosphere*, 66, (7), 1217 – 1225.

Regine M. B., Gilles D., Yannick D., Alain B., 2006: Mercury distribution in fish organs and food regimes: Significant relationship from twelve species collected in French Guiana (Amazonian basin). *Science of the Total Environment*, 369, (1), 262 – 270.

Schettler T., Solomon G., Valenti M., Huddle A., 2000: Generations at Risk. *Reproductive Health and Environment*. http://bezjedu.arnika.org/chemicka-latka.shtml?x=214885, staženo 3.10.2007

Seixas T. G., Moreira I., Kehrig H. D., Malm O., 2007: Distribution of selenium in marine organisms from Guanabara Bay/RJ. *Quimica Nova*, 30, (3), 554 – 559.

Southworth G. R., Peterson M. J., Turner R. R., 1994: Changes in concentrations of selenium and mercury in largemouth bass following elimination of fly – ash discharge to a Quarry. *Chemosphere*, 29, (1), 71 – 79.

Southworth G. R., Peterson M. J., Ryon M. G., 2000: Long – term increased bioaccumulation of mercury in largemouth bass follows reduction of waterborne selenium. *Chemosphere*, 41, (7), 1101 – 1105.

Srebocan E., Pompe – Gotal J., Prevendar – Crnic A., Ofner E., 2007: Mercury concentrations in captive Atlantic bluefin tuna (Thunnus thynnus) farmed in the Adriatic Sea. *Veterinarni Medicina*, 52, (4), 175 – 177.

Svobodová Z., Gelnarová J., Justýn J., Krupauer V., Máchová J., Simanov L., Valentová V., Vykusová B., Wohlgemuth E., 1987: Toxikologie vodních živočichů. Praha, *SZN*, 231.

Svobodová Z., Vykusová B., Máchová J., Bastl J., Brbková M., Svobodník J., 1993: Monitoring of foreign substances in fish from the Elbe River in the Čelákovice locality. Vodňany, *Bulletin VÚRH*, 29, 47 – 61.

Svobodová Z., Hejtmánek M., Dušek L., Vykusová B., 1997: Vyhodnocení kontaminace ryb rtutí ve vodárenské nádrži Želivka. Praha, *Sborník semináře "Aktuální otázky vodárenské biologie"*, 39 – 41.

Svobodová Z., Dušek L., 1999: Hodnocení změn obsahu celkové rtuti v rybách v údolních nádržích. VodŇany, *Bulletin VÚRH*, 35, 103 – 112.

Svobodová Z., Dušek L., Hejtmánek M., Vykusová B., Šmíd R., 1999: Bioaccumulation of Mercury in Various Fish Species from Orlík and Kamýk Water Reservoirs in the Czech Republic. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 43, 231 – 240.

Surma – Aho K., Paasivirta J., Rekolainen S., Verta M., 1985: Organic and inorganic mercury in the food chain of some lakes and reservoirs in Finland. *Julk. Helsinki Publication Water – Research Institutional Helsinki*, 65, 59 – 71.

Tomazelli A. C., Martinelli L. A., Krug F. J., Santos D., Ruffini I., Camargo P. B. de, Horvat M., 2007: Mercury distribution in medium – size rivers and reservoirs of the Sao Paulo state (Southeast Brazil). *Journal of Environmental Quality*, 36, (2), 478 – 486.

Toxicological Profile for Mercury – U.S. Department of Health and Human Services, 1999: Public Health Service Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 98 – 409.

Virtanen J. K., Rissanen T. H., Voutilainen S., Tuomainen T. P., 2007: Mercury as a risk factor for cardiovascular diseases. *Journal of Nutritional Biochemistry*, 18, (2), 75 – 85.

Vyhláška Ministerstva zdravotnictví ČR č. 53/2002 Sb., kterou se stanoví chemické požadavky na zdravotní nezávadnost jednotlivých druhů potravin a potravinových surovin, podmínky použití látek přídatných, pomocných a potravních doplňků. Praha, 152.

Vyhláška Ministerstva zdravotnictví ČR č. 305/2004 Sb., kterou se stanoví druhy kontaminujících a toxikologicky významných látek a jejich přípustné množství v potravinách. Praha, 8.

Vyhláška Ministersva životního prostředí č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu. Praha, 13.

WHO, 1990: Methylmercury. Environmental Health Criteria. Geneva, *World Health Organisation*, 145.

Wiemeyer S. N., Miesner J. F., Tuttle P. L., Murphy E. C., Sileo L., Withers D., 2007: Mercury and selenium in American white pelicans breeding at pyramid lake, Nevada. *Waterbirds*, 30, (2), 284 – 295.

http://bezjedu.arnika.org/chemicka-latka.shtml?x=214885, staženo 3.10.2007
http://encyklopedie.seznam.cz/heslo/133497-jordan-tabor, staženo 13.9.2007
http:/encyklopedie.seznam.cz/heslo/472357-cejnek-maly, staženo 5.8.2007
http://crs-nejrybari.ic.cz/Rybyword/Bolen.htm, staženo 27.3.2008
http://crs-nejrybari.ic.cz/Rybyword/Okoun.htm, staženo 27.3.2008
http://cs.wikipedia.org/wiki/Rtu%C5%A5#column-one, staženo 2.10.2007

http://cs.wikipedia.org/wiki/Selen, staženo 2.10.2007
http://rybsvaz.cz/?page=testrz/sotazek&tema=1, staženo 27.3.2008
http://www.celerob.ic.cz/atlas_ryb_soubory/cejnek_maly.htm, staženo 27.3.2008
http://www.estav.cz/zprávy/clanky/prehrady-jordan.html, staženo 12.9.2007
http://www.orso.cz/dvorak/bolen.html, staženo 20.11.2007
http://www.orso.cz/dvorak/cejn.html, staženo 3.1.2008
http://www.orso.cz/dvorak/karas.html, staženo 3.1.2008
http://www.orso.cz/dvorak/okoun.html, staženo 3.1.2008
http://www.orso.cz/dvorak/tolbik.html, staženo 3.1.2008
http://www.promeny.tabor.cz/11/111jordan.html, staženo 12.9.2007
http://www.sabreman-foto.wz.cz/tabor-html, staženo 24.8.2007

7. PŘÍLOHY

Seznam příloh

Tabelární přílohy

1. Tabulka č. 3: Soupis ryb odlovených na údolní nádrži Jordán v Táboře
2. Tabulka č. 4: Soupis ryb odlovených na rybníce Košín
3. Tabulka č. 5: Hazard index a max. přípustný týdenní limit příjmu rybího masa (kg) z údolní nádrže Jordán
4. Tabulka č. 6: Hazard index a max. přípustný týdenní limit příjmu rybího masa (kg) z rybníka Košín
5. Tabulka č. 7: Obsah celkové rtuti ve tkáních ryb odlovených na údolní nádrži Jordán
6. Tabulka č. 8: Poměr obsahu celkové rtuti játra/svalovina a ledviny/svalovina u ryb z údolní nádrže Jordán
7. Tabulka č. 9: Poměr obsahu celkové rtuti játra/svalovina a ledviny/svalovina u ryb z rybníka Košín

Obrázkové přílohy a fotodokumentace

8. Obr. č. 11: Ruda rtuti – rumělka (cinabarit)
9. Obr. č. 12: Míra celkového ročního spadu (=depozice) rtuti na severní polokouli
10. Obr. č. 13: Pohled na údolní nádrž Jordán od hráze
11. Obr. č. 14: Mapa údolní nádrže Jordán s vyznačenými vrstevnicemi
12. Obr. č. 15: Údolní nádrž Jordán a objekty s ní související

Tabulka č. 3: Soupis ryb odlovených na údolní nádrži Jordán v Táboře

ryba č.	druh	hmotnost (g)	DT (mm)	CD (mm)	pohl.	kód vzorku	stáří
1	bolen dravý	1835	530	630	♂	669/1	5
2	bolen dravý	520	340	420	♀	669/2	3
3	cejnek malý	300	230	290	♀	669/3	5
4	cejnek malý	400	260	320	♂	669/4	5
5	cejnek malý	230	220	270	♂	669/5	4
6	cejnek malý	270	240	300	♂	669/6	4
7	cejnek malý	180	180	240	♀	669/7	4
8	cejnek malý	200	210	260	♀	669/8	4
9	cejnek malý	170	180	230	♂	669/9	4
10	cejnek malý	180	210	240	♂	669/10	4
11	cejnek malý	100	160	210	♀	669/11	4
12	cejn velký	660	320	400	♀	669/12	5
13	cejn velký	610	310	400	♂	669/13	4
14	cejn velký	610	310	400	♂	669/14	4
15	cejn velký	600	300	390	♂	669/15	4
16	cejn velký	650	310	400	♀	669/16	5
17	cejn velký	700	320	410	♀	669/17	5
18	cejn velký	640	310	400	♀	669/18	4
19	cejn velký	665	310	400	♂	669/19	5
20	cejn velký	600	310	395	♂	669/20	4
21	cejn velký	720	310	410	♀	669/21	5
22	cejnek malý	345	230	300	♀	669/22	5
23	tolstolobik bílý	6000	690	800	♂	669/23	5
24	cejnek malý	350	270	330	♂	669/24	4
25	cejnek malý	300	240	300	♂	669/25	4
26	cejnek malý	250	220	280	♀	669/26	4
27	bolen dravý	450	550	410	♀	669/27	3
28	okoun říční	280	300	310	♀	669/28	3

Příloha č. 2

Tabulka č. 4: Soupis ryb odlovených na rybníce Košín

ryba č.	druh	hmotnost (g)	DT (mm)	CD (mm)	pohl.	kód vzorku	stáří
1	cejn velký	805	350	425	♂	748/1	5
2	cejn velký	1015	375	440	♀	748/2	5
3	cejn velký	1113	370	450	♀	748/3	5
4	cejn velký	790	340	410	♂	748/4	5
5	cejn velký	839	345	425	♂	748/5	5
6	karas obecný	777	280	330	♀	748/6	6

Příloha č. 3

Tabulka č. 5: Hazard index a max. přípustný týdenní limit příjmu rybího masa (kg) z údolní nádrže Jordán.

druh ryby	Hazard index		maximum přípustného týdenního příjmu NTL (kg)
	standardní konzument	člen rybářské rodiny	
cejnek malý – 4 roky	0,01	0,58	1,00
cejnek malý – 5 roků	0,03	1,14	0,51
cejn velký – 4 roky	0,03	1,00	0,58
cejn velký – 5 roků	0,03	1,25	0,47
bolen dravý – 3 roky	0,03	1,05	0,55
bolen dravý – 5 roků	0,16	4,61	0,13
okoun říční – 3 roky	0,03	1,27	0,46
tolstolobik bílý – 5 r.	0,01	0,58	1,00

Příloha č. 4

Tabulka č. 6: Hazard index a max. přípustný týdenní limit příjmu rybího masa (kg) z rybníka Košín.

druh ryby	Hazard index		maximum přípustného týdenního limitu NTL (kg)
	standardní konzument	člen rybářské rodiny	
cejn velký	0,006	0,24	2,47
karas obecný	0,007	0,28	2,05

Příloha č. 5

Tablka č. 7: Obsah celkové rtuti ve tkáních ryb odlovených na údolní nádrži Jordán

druh ryby	n	věk		hmotnost (g)		Hg v $mg.kg^{-1}$					
		$\bar{x}$	variabilní rozptyl	$\bar{x}$	variabilní rozptyl	svalovina		játra		ledviny	
						$\bar{x}$ ± Sx	variabilní rozptyl	$\bar{x}$ ± Sx	variabilní rozptyl	$\bar{x}$ ± Sx	variabilní rozptyl
cejnek malý	13	4,2	4 - 5	251,9	100 – 400	0,142 ± 0,054	0,072 – 0,264	0,052 ± 0,022	0,019 – 0,116	0,051 ± 0,021	0,021 – 0,094
cejn velký	10	4,5	4- 5	645,5	600 – 720	0,217 ± 0,740	0,107 – 0,371	0,156 ± 0,070	0,057 – 0,352	0,069 ± 0,031	0,028 – 0,121
bolen dravý	3	3,7	3 - 5	935	450 - 1835	0,431 ± 0,305	0,173 – 0,888	0,360 ± 0,322	0,089 – 0,843	0,189 ± 0,099	0,095 – 0,337
okoun říční	1	3,0	-	280	-	0,245 ± 0,006	-	0,105 ± 0,008	-	-	-
tolstolobik bílý	1	5,0	-	6000	-	0,113 ± 0,007	-	0,049 ± 0,004	-	0,033 ± 0,003	-

Příloha č. 6

Tabulka č. 8: Poměr obsahu celkové rtuti játra/svalovina a ledviny/svalovina u ryb z údolní nádrže Jordán

kód vzorku	ryba č.	druh ryby	poměr játra/svalovina (%)	poměr ledviny/svalovina (%)
669/5	5	cejnek malý	35,1	44,3
669/6	6	cejnek malý	-	-
669/7	7	cejnek malý	-	-
669/8	8	cejnek malý	27,1	37,1
669/9	9	cejnek malý	19,3	20,7
669/10	10	cejnek malý	30,7	16,7
669/11	11	cejnek malý	20,7	33,2
669/24	24	cejnek malý	69,0	49,3
669/25	25	cejnek malý	47,4	51,6
669/26	26	cejnek malý	37,3	41,7
-	**průměr**	**cejnek m.- 4roky**	**35,8**	**36,8**
-	**SD**	-	**11,6**	**9,9**
669/3	3	cejnek malý	49,0	45,7
669/4	4	cejnek malý	27,6	27,0
669/22	22	cejnek malý	44,1	35,9
-	**průměr**	**cejnek m.- 5roků**	**40,2**	**36,2**
-	**SD**	-	**8,4**	**6,3**
669/13	13	cejn velký	78,4	38,6
669/14	14	cejn velký	37,7	21,1
669/15	15	cejn velký	74,0	45,5
669/18	18	cejn velký	59,1	33,9
669/20	20	cejn velký	55,6	25,9
-	**průměr**	**cejn vel.- 4roky**	**61,0**	**33,0**
-	**SD**	-	**12,2**	**7,6**
669/12	12	cejn velký	67,6	25,0
669/16	16	cejn velký	64,1	28,5
669/17	17	cejn velký	71,9	27,4
669/19	19	cejn velký	95,0	30,6
669/21	21	cejn velký	80,9	36,4
-	**průměr**	**cejn vel.- 5roků**	**75,9**	**29,6**
-	**SD**	-	**9,6**	**3,1**
669/2	2	bolen dravý	51,5	55,1
669/27	27	bolen dravý	63,7	58,3
-	**průměr**	**bolen dr. - 3 roky**	**57,6**	**56,7**
-	**SD**	-	**6,1**	**1,6**
669/1	1	**bolen dr. - 5 roků**	**95,0**	**37,9**
-	-	-	-	-
669/28	28	**okoun říční - 3 roky**	**42,7**	-
-	-	-	-	-
669/23	23	**tolstolobik bílý - 5 roků**	**43,5**	**29,0**

Příloha č. 7

Tabulka č. 9: Poměr obsahu celkové rtuti játra/svalovina a ledviny/svalovina u ryb z rybníka Košín

kód vzorku	ryba č.	druh	stáří	poměr játra/svalovina (%)	poměr ledviny/svalovina (%)
748/1	1	cejn velký	5	33,3	15,2
748/2	2	cejn velký	5	27,0	17,0
748/3	3	cejn velký	5	-	16,3
748/4	4	cejn velký	5	29,5	18,0
748/5	5	cejn velký	5	-	19,8
-	-	**průměr**	-	**29,9**	**17,3**
-	-	**SD**	-	**2,2**	**1,3**
-	-	-	-	-	-
748/6	6	karas ob.	6	**18,8**	**22,8**

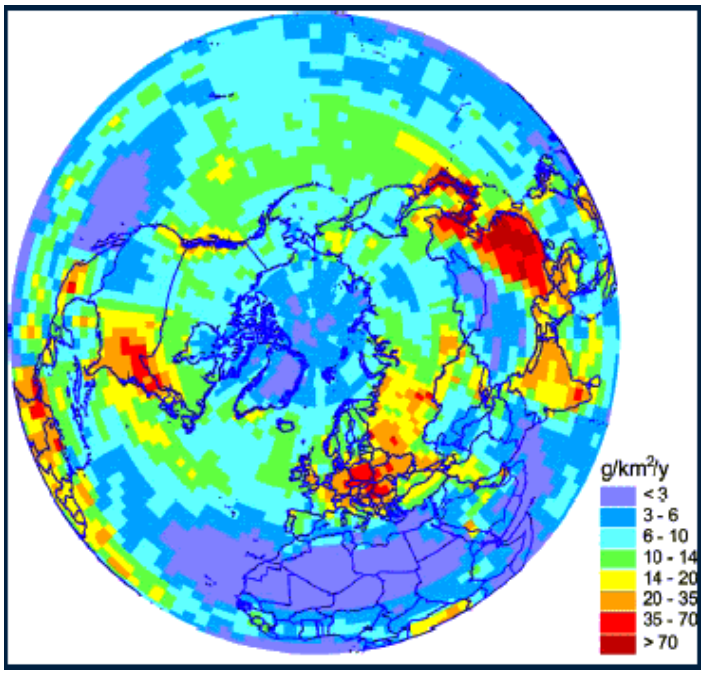
Příloha č. 8

Obr. č. 11: Ruda rtuti – rumělka (cinabarit)

(http://cs.wikipedia.org/wiki/Rtu%C5%A5#column-one)

Příloha č. 9

Obr. č. 12: Míra celkového ročního spadu (=depozice) rtuti na severní polokouly



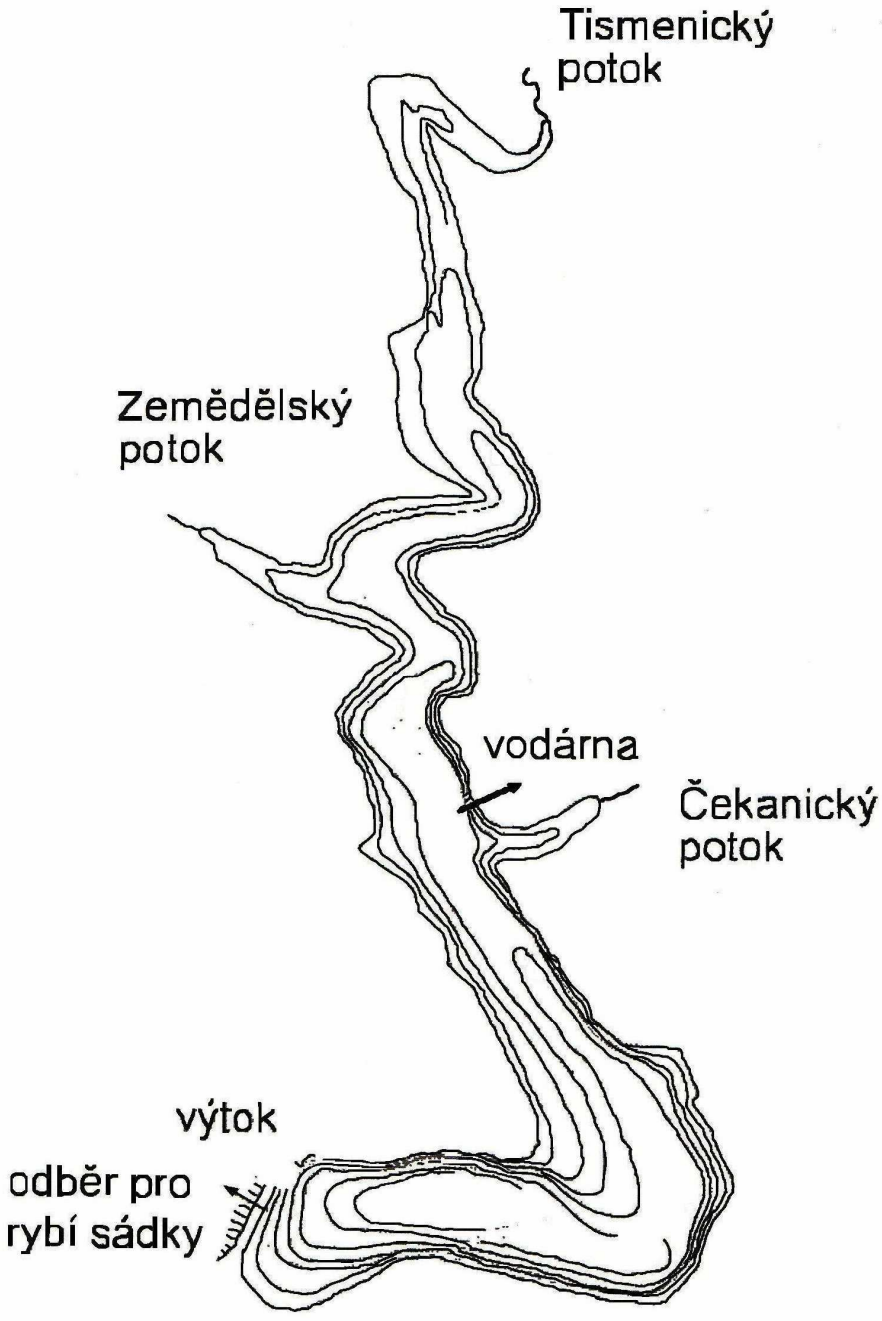
(http://bezjedu.arnika.org/chemicka-latka.shtml?x=214885)

Příloha č. 10

Obr č. 13: Pohled na údolní nádrž Jordán od hráze

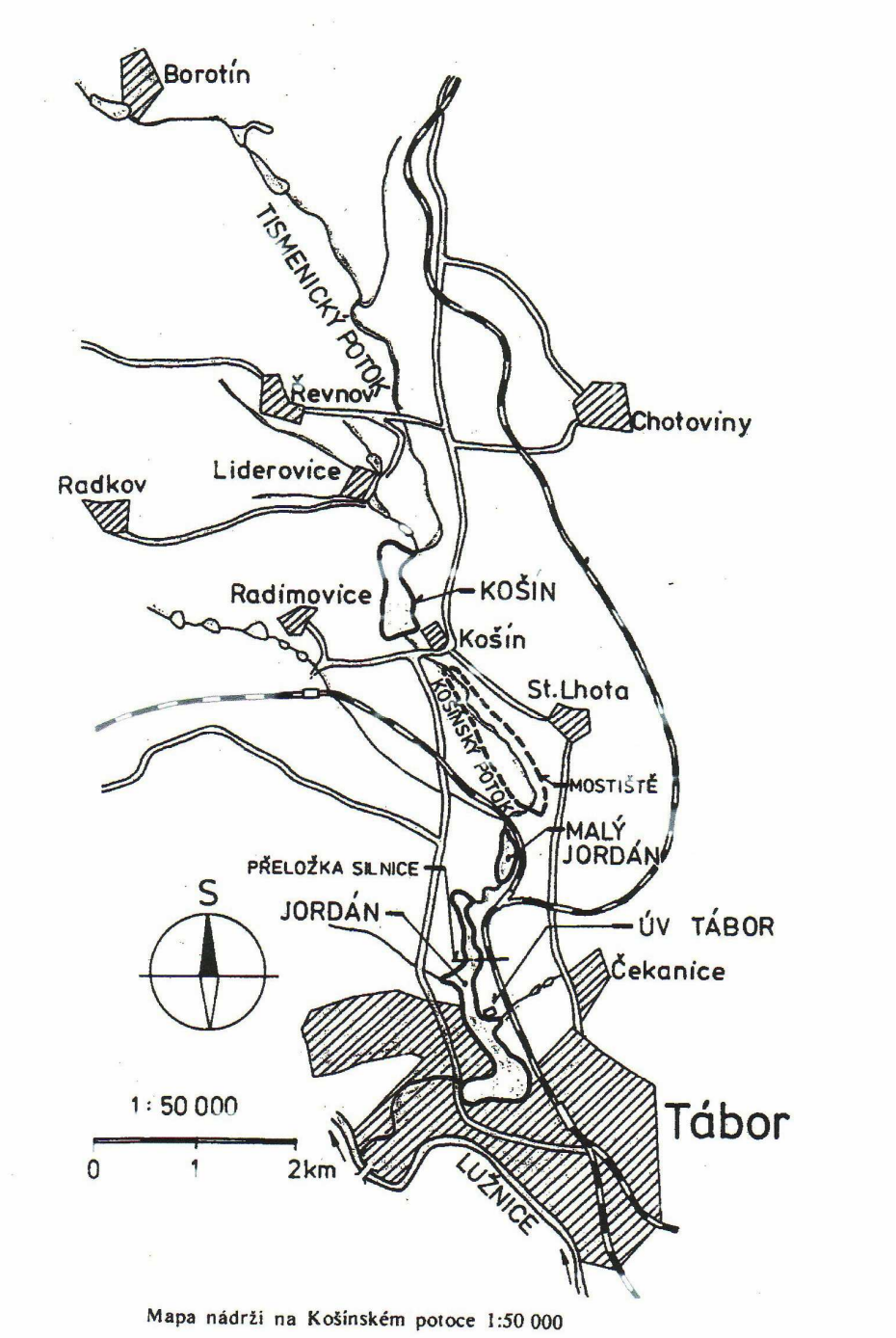
(http://encyklopedie.seznam.cz/heslo/133497-jordan-tabor)

Obr. č. 14: Mapa údolní nádrže Jordán s vyznačenými vrstevnicemi



(Gergel, 2004)

Obr. č. 15: Údolní nádrž Jordán a objekty s ní související



(Kutná, 2005)