

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Fakulta rybářství a ochrany vod

Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

Bakalářská práce

Splňují ryby chované v biologickém rybníku napájeném vodou
z ČOV požadavky na hygienickou kvalitu masa?

Autor: Martin Kareš

Vedoucí bakalářské práce: doc. Ing. Vladimír Žlábek, Ph.D

Konzultant bakalářské práce: MVDr. Jitka Kolářová

Studijní program a obor: Ekologie a ochrana prostředí, Ochrana vod

Forma studia: Prezenční

Ročník: 3

České Budějovice, 2019

Prohlášení

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracoval samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury. Osobně jsem se podílel na přípravě experimentů, odlovu ryb a odběru vzorků, přípravě vzorků pro analýzy, měření koncentrací rtuti, provedení sensorického hodnocení, zpracování získaných dat včetně statistického porovnání dat. Zároveň jsem se zúčastnil stáže v laboratořích SVÚ Praha, kde byly provedeny analýzy toxických kovů a POPs. Prohlašuji, že, v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění, souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě, případně v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných FROV JU. Zveřejnění probíhá elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

Datum

Podpis studenta.....

Poděkování

V první řadě bych chtěl poděkovat svému vedoucímu práce, panu doc. Ing. Vladimírovi Žlábkovi Ph.D a za konzultace paní MVDr. Jitce Kolářové. Oběma vděčím za odbornou pomoc, poskytnuté rady a cenné připomínky při vypracování této bakalářské práce. Dále pak děkuji své rodině za podporu a důvěru, kterou ve mně vložila. V neposlední řadě bych rád poděkoval MSc Pham Thai Giang a MSc Sidice Sikalli za podporu a pomoc při zpracovávání vzorků, ing. Janu Rosmusovi za umožnění stáže v laboratoři Státního veterinárního ústavu v Praze a paní ing. Ivaně Buhrové za poskytnuté laboratorní školení.

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
Fakulta rybářství a ochrany vod
Akademický rok: 2017/2018

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE
(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Martin KAREŠ**
Osobní číslo: **V16B044P**
Studijní program: **B1601 Ekologie a ochrana prostředí**
Studijní obor: **Ochrana vod**
Název tématu: **Splňují ryby chované v biologickém rybníku napájeném vodou z ČOV požadavky na hygienickou kvalitu masa?**
Zadávací katedra: **Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický**

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

Hygienická kvalita potravin je průběžně sledována kontrolními orgány státní správy v rezortu zemědělství, především Státní zemědělskou a potravinářskou inspekcí (SZPI) a v případě živočišných produktů Státní veterinární správou (SVS). Vodní prostředí je neustále zatěžováno cizorodými látkami vypouštěnými v důsledku lidských aktivit a tyto látky mohou představovat zdravotní riziko pro konzumenty vodních organismů. Úlohou čistění odpadních vod je snížit koncentrace kontaminujících látek v komunálních odpadních vodách na legislativně určenou hranici. Přesto mohou některé látky při dlouhodobé expozici ryb představovat pro jejich konzumenty riziko, navíc celá řada "nových" polutantů zatím není legislativně ošetřena. Konečným recipientem vyčištěných odpadních vod jsou v podmínkách ČR vodní toky nebo nádrže. Zásadní roli pro ovlivnění vodních ekosystémů vypouštěnými cizorodými látkami je konečné nařazení odpadních vod. Z tohoto pohledu představují riziko především recipienty typu malého toku nebo biologické rybníky sloužící k finálnímu dočištění odpadních vod. Cílem bakalářské práce bude zhodnotit hygienickou kvalitu masa ryb experimentálně chovaných v biologickém rybníku Čezarka, který slouží k dočištění vod vytékajících z ČOV města Vodňany (7000 obyvatel). Rybník Čezarka představuje z pohledu ekologických a zdravotních rizik nejhorší variantu, kdy výtok z ČOV je jediným přítokem rybníka. V biologickém rybníku Čezarka je chov tržních ryb zakázán, bakalářská práce bude provedena v rámci výjimky udělené FROV JU pro provádění experimentů na tomto modelovém recipientu vyčištěných komunálních odpadních vod. Cílem bakalářské práce není zhodnocení ekologických rizik.

Dílčí cíle:

Zpracovat rešerši platných legislativních předpisů týkajících se hygienické kvality masa ryb.

Shromáždit data obsahu cizorodých látek u ryb chovaných v rybníce Čezarka.

Zhodnotit hygienickou kvalitu masa ryb z pohledu obsahu toxických kovů.

Zhodnotit hygienickou kvalitu masa ryb z pohledu obsahu organických polutantů, pesticidů a farmak.

Hlavním nástrojem pro metodické zpracování bakalářské práce bude "Metodika hodnocení hygienické kvality masa ryb z hlediska obsahu cizorodých látek" (Žlábek et al. 2014), která uvádí metodické postupy hodnocení zdravotních rizik pro konzumenty pomocí výpočtů, jež se opírají o evropskou legislativu a všeobecně uznávaná toxikologická doporučení Světové zdravotnické organizace (WHO).

Rozsah grafických prací: **dle potřeby (do 10 stran)**
Rozsah pracovní zprávy: **30-50 stran**
Forma zpracování bakalářské práce: **tištěná**
Seznam odborné literatury: **viz příloha**

Vedoucí bakalářské práce: **doc. Ing. Vladimír Žlábek, Ph.D.**
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický
Konzultant bakalářské práce: **MVDr. Jitka Kolářová**
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

Datum zadání bakalářské práce: **5. ledna 2018**
Termín odevzdání bakalářské práce: **3. května 2019**


prof. Ing. Pavel Kozák, Ph.D.
děkan

L.S.


doc. Ing. Tomáš Randák, Ph.D.
ředitel

V Českých Budějovicích dne 31. ledna 2018

Příloha zadání bakalářské práce

Seznam odborné literatury:

- Celechovska, O., Svobodova, Z., Zlabek, V., Macharackova, B., 2007. Distribution of metals in tissues of the common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Acta Veterinaria Brno* 76, S93-S100.
- Cerveny, D., Turek, J., Grabic, R., Golovko, O., Koba, O., Fedorova, G., Grabicova, K., Zlabek, V., Randak, T., 2016. Young-of-the-year fish as a prospective bioindicator for aquatic environmental contamination monitoring. *Water Research* 103: 334-342.
- Cerveny, D., Zlabek, V., Velisek, J., Turek, J., Grabic, R., Grabicova, K., Fedorova, G., Rosmus, J., Lepic, P., Randak, T., 2014. Contamination of fish in important fishing grounds of the Czech Republic. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 109: 101-109.
- European Commission (EC), 2008. Commission Regulation (EC) No 629/2008 of 2 July 2008 amending Regulation (EC) No 1881/2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. *Official Journal of the European Union*, L 173.
- FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations (2001). Pesticide residues in food - 2000 (report of the Joint Meeting of the FAO Panel of Experts on Pesticide Residues in Food and the Environment and the WHO Core Assessment Group). *FAO Plant Production and Protection Paper*, 163.
- Kensova, R., Celechovska, O., Doubravova, J., Svobodova, Z., 2010. Concentrations of metals in tissues of fish from the Vestonice reservoir. *Acta Veterinaria Brno* 79, 335-345.
- Kružiková, K., Maršálek, T., Randák, T., Svobodová, Z. 2008: Zhodnocení obsahu celkové rtuti a metylrtuti v rybách z vybraných lokalit volných vod na území ČR. *Veterinářství*, 58 (11): 726-730.
- Kružiková, K., Svobodová, Z., Valentová, O., Randák, T., Velíšek, J., 2008. Mercury and methylmercury in muscle tissue of chub from the Elbe River main tributaries. *Czech J. Food Sci.*, 26 (1): 65-70.
- Lepom, P., Irmer, U., Wellmitz, J., 2012. Mercury levels and trends (1993-2009) in bream (*Abramis brama* L.) and zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) from German surface waters. *Chemosphere* 86, 202-211.
- Maršálek, P., Svobodová, Z., Randák, T., 2007. The content of total mercury and methylmercury in common carp from selected Czech ponds. *Aquaculture International*, vol. 15 , no. 3-4, p. 299-304.
- Svobodová, Z., Žlábek, V., Čelechovská, O., Randák, T., Máchová, J., Kolářová, J., Janoušková, D., 2002. Content of metals in tissues of marketable common carp and in bottom sediments of selected ponds of South and West Bohemia. *Czech Journal of Animal Science* 47: 339-350.
- Svobodová, Z., Žlábek, V., Randák, T., Máchová, J., Kolářová, J., Hajšlová, J., Suchan, P., Dušek, L., Jarkovský, J., 2004. Profiles of PCBs in Tissues of Marketable Common Carp and Bottom Sediments from Selected Ponds in South and West Bohemia. *Acta Vet. Brno*, 73: 133 - 142.
- Svobodová, Z., Žlábek, V., Randák, T., Máchová, J., Kolářová, J., Hajšlová, J., Suchan, P. 2003: Profiles of organochlorine POPs in tissues of marketable carp and in bottom sediments of selected ponds of South and West Bohemia. *Acta Vet. Brno*, 72: 295-309.
- WHO, World Health Organisation (2011). Evaluation of certain food additives and contaminants (73st report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives). *WHO Technical Report Series*, No. 960.

Žlábek V., Randák T., Svobodová Z., Valentová O., Čelechovská O., Máchová J., Kolářová J., Hajšlová J., Dušek L., 2006. Hygienická kvalita ryb z rybníků ČR. Bulletin VÚRH Vodňany, 42(3), s. 97-100.

Žlábek, V., Červený, D., Grabic, R., Turek, J., Randák, T., 2014. Metodika hodnocení hygienické kvality masa ryb z hlediska obsahu cizorodých látek. Edice Metodik, FROV JU, č. 157, 25 s.

Zpráva

http://www.bezpecnostpotravin.cz/UserFiles/Berankova/Kvalita_ryb_2010_new.pdf,
Ministerstva zemědělství, Těšnov 17, 117 05 Praha 1, www.mze.cz,
www.bezpecnostpotravin.cz.

1.0 Úvod	11
2.0 Literární přehled.....	13
2.1 Hygienické nároky na kvalitu masa ryb.....	13
2.2 Toxické kovy.....	14
2.2.1 Zdroje toxických kovů.....	14
2.2.2 Faktory ovlivňující toxicitu kovů	15
2.2.3 Vliv toxických kovů na ryby	16
2.2.4 Sledované toxické kovy.....	16
2.2.4.1 Rtuť	17
2.2.4.2 Olovo	17
2.2.4.3 Kadmium	18
2.2.4.4 Arsen	19
2.3 Perzistentní organické látky (POPs).....	20
2.3.1 Zdroje persistentních organických látek.....	20
2.3.2 Sledované POPs.....	20
2.3.2.1 Pesticidy typu POPs	20
2.3.2.1.1 DDT	21
2.3.2.1.2 γ -HCH (Lindan).....	22
2.3.2.1.3 HCB (Hexachlorbenzen).....	22
2.3.2.2 PCB.....	22
2.3.2.3 Dioxiny (PCDD/PCDF).....	23
2.4 Léčiva a prostředky osobní péče (PPCPs)	23
3.0 Materiál a metodika.....	26
3.1 Lokality	26
3.1.1 Rybník Čežárka – experimentální lokalita	26
3.1.2 Rybník na ERPP VÚRH Vodňany kontrolní lokalita	27
3.2 Testovací organismy	28
3.2.1 Charakteristika experimentálních ryb.....	28
3.2.2 Posuzované skupiny	28
3.2.3 Přehled sledovaných skupin	29
3.3 Odlov ryb	30

3.4 Odběr vzorků.....	30
3.5 Chemické analýzy	32
3.5.1 Hg	32
3.5.2 Cd, Pb, As.....	32
3.5.3 POPs	32
3.6 Senzorická analýza.....	32
3.7 Statistická analýza dat	32
3.8 Interpretace výsledků s ohledem na platné legislativní předpisy	33
4.0 Výsledky.....	34
4.1 Výsledky analýz toxických kovů	34
4.1.1 Rtuť.....	34
4.1.2 Arsen, olovo a kadmium.....	35
4.2 Výsledky POPs.....	36
4.2.1 PCB suma	36
4.2.2 Hexachlorbenzen (HCB)	36
4.2.3 HCH- alfa, HCH-beta, HCH gama (lindan)	36
4.2.4 DDT suma	37
4.2.5 DDT metabolity.....	37
4.3 Výsledky senzorického hodnocení svaloviny ryb	38
5.0 Diskuze.....	40
6.0 Závěr	43
7.0 Přehled použité literatury	44
8.0 Přílohy.....	52
9.0 Abstrakt	54
10.0 Abstract.....	55

1.0 Úvod

Ryby tvoří základ potravy pro většinu obyvatel planety již od nepaměti, proto je nezbytné sledovat hygienickou kvalitu rybího masa. Kvalita masa ryb mnohdy odráží stav kvality vod a je zcela zásadní pro lidské zdraví. Vodní zdroje poskytovaly a poskytují nejen obživu, ale i možnost zbavit se odpadu z měst a okolí, který může zásadně měnit kvalitu vod. S vývojem a rostoucí populací se v průběhu let měnila životní úroveň. Byly vynalezeny nové sloučeniny, které se využívaly v různých oborech a s tím byl spojený i rozvoj průmyslu a zemědělství. Tento rozmach zapříčinil změnu kvality vod. Velký problém nastal v minulém století, ve kterém bylo produkováno a využíváno mnoho toxických kovů a persistentních organických látek, tzv. POPs, což jsou látky, které jsou v dnešní době až na výjimky zakázány. V potravinách je přítomnost kontaminujících látek důsledně sledována a limitována. V minulém století byly tyto látky vyráběny a používány ve velkých objemech. Uživatelé se soustředili pouze na jejich pozitivní vlastnosti, negativní byly přehlíženy. Jedním z největších přínosů použití POPs v zemědělství bylo účinné potlačení rozvoje škůdců. Perzistentní organické látky si našly své uplatnění i v mnoha jiných odvětvích. Například polychlorované bifenyly byly hojně používány v průmyslu jako chladicí kapaliny. Dnes je jejich použití téměř zakázáno, ale staré ekologické zátěže se všemi důsledky v životním prostředí přetrvávají dodnes. PCB jsou dnes limitovány v rybí svalovině jako suma šesti kongenerů. Za zmínku stojí i nejznámější pesticid DDT, masově využívaný pro svůj insekticidní účinek v minulém století. V současnosti je použití DDT zakázáno. Použití DDT je umožněno pouze v rámci výjimek v rozvojových zemích, například ve státech Jižní Ameriky (Roberts a kol., 1997) nebo Afriky (Sadasivaiah a kol., 2007). U většiny perzistentních látek byly na konci 20. století postupně odhaleny jejich negativní vlivy na zdraví člověka a jejich těžké dopady na životní prostředí. Na přelomu 20. století bylo použití zmiňovaných látek razantně omezeno. Perzistentní látky přetrvávají v lidském organismu po dlouhou dobu a mohou se tak koncentrovat a negativně ovlivnit lidské zdraví. POPs se v prostředí stále nachází, většinou však jen ve stopové koncentraci, i přesto je velmi důležité sledovat jejich výskyt v potravinách. Vedle POPs do životního prostředí vstupuje také celá řada toxických kovů. V současné době jsou stanoveny hygienické limity tří toxických kovů, a to rtuti, olova a kadmia ve svalovině ryb a výrobků z nich. Do roku 2004 byl limitován také arsen, jehož maximální přípustný hygienický limit byl pro sladkovodní ryby 1 mg.kg^{-1}

Z pohledu hygienické kvality rybího masa ukládá současná legislativa sledování koncentrací toxických kovů (olovo, kadmium a rtuť) a persistentních organických látek (PCB a dioxiny). Maximální hygienické limity pro výše uvedené kontaminanty jsou uvedeny v následujících dokumentech Es č. 420/2011, Es č. 2015/1005, Es č. 488/2014, Es č. 1259/2011 a Es č. 1259/2011.

V bakalářské práci byla posuzována hygienická kvalita rybího masa v rybníku Čežárka a v kontrolním rybníku. Rybník Čežárka, ležící v blízkosti Vodňan, slouží jako biologický rybník k dočištění odpadních vod s jediným přítokem z čističky odpadních vod města Vodňany s přibližně 7 000 obyvatel. V rybníce jsou chovány pouze generační a násadové ryby pro potřeby experimentu. Kontrolní rybník leží v areálu experimentálního rybochovného pracoviště a pokusnictví (ERPP) Výzkumného ústavu rybářského a hydrobiologického (VÚHR) ve Vodňanech.

2.0 Literární přehled

V kapitole literárního přehledu jsou shrnuté informace o hygienických nárocích na kvalitu masa ryb, toxických kovech (rtuť, kadmium, arsen, olovo), persistentních organických látkách (suma PCB, HCH a jeho isomerech, DDT a jeho metabolitech) o léčivech a přípravcích pro osobní péči (PPCP).

2.1 Hygienické nároky na kvalitu masa ryb

Bakalářská práce je zaměřena na hodnocení svaloviny ryb a porovnáním výsledků s legislativními předpisy. Legislativní předpisy stanovují maximální přípustné limity pro obsah kontaminujících látek v potravinách. Uvedené koncentrace podle současného stavu poznání neohrožují lidské zdraví při dlouhodobé expozici. Nařízení komise (ES č. 466/2001), stanovující maximální povolené limity některých kontaminujících látek, stanovuje maximální limity vybraných toxických kovů ve svalovině ryb a výrobcích z nich. Do roku 2010 bylo v České republice vyhláškou č. 381/2007 stanovující maximální limity reziduí pesticidů limitováno široké spektrum persistentních organických sloučenin v potravinách. Vyhláška uváděla limity například pro DDT $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$, HCH $0,02 \text{ mg.kg}^{-1}$ a lindan $0,05 \text{ mg.kg}^{-1}$ v rybí svalovině. V současné době je tato vyhláška zrušena. Vyhláška uváděla limity v rybí svalovině, například DDT $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$, HCH $0,02 \text{ mg.kg}^{-1}$, lindan $0,05 \text{ mg.kg}^{-1}$. Nařízení komise (Es č. 420/2011) stanovuje limit pro vybrané znečišťující látky v potravinách a v současnosti uvádí přípustný limit rtuti pro rybí svalovinu $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$, s výjimkou pro vybrané druhy: jeseter, štika a úhoř. Z hlediska kadmia stanovuje maximální povolený limit nařízení komise (Es č. 488/2014) $0,05 \text{ mg/kg}^{-1}$ kadmia ve svalovině ryb. Pro olovo stanovuje nařízení komise Es č. 2015/1005 maximální přípustný limit $0,3 \text{ mg.kg}^{-1}$ olova ve svalovině ryb. Limit pro koncentraci PCB je uveden jako suma šesti PCB kongenerů na úrovni 75 ng.g^{-1} u svaloviny ryb z akvakultury, 125 ng.g^{-1} u ryb z volné vody. Nařízení komise EU (Es č. 1259/2011) dále uvádí maximální přípustnou koncentraci PCB ve svalovině úhoře 300 ng.g^{-1} a v rybích játrech nebo produktech z nich vyrobených, zde je maximální přípustná hodnota stanovena na 200 ng.g^{-1} čerstvé hmoty. Es č. 1259/2011 stanovuje maximální povolené limity pro dioxiny, PCB s dioxinovým efektem a bez dioxinového efektu v potravinách.

2.2 Toxické kovy

Toxické kovy se v životním prostředí nacházejí přirozeně většinou ve stopových koncentracích (Norgate a kol., 2007). Nejčastěji sledovanými toxickými kovy jsou olovo, kadmium, rtuť a arsen, u kterých byly pozorovány negativní účinky na lidské zdraví (Järup, 2003), ostatní organismy a životní prostředí (reference). Velká část kovů má afinitní vlastnost k aminokyselinám, s nimiž tvoří vazbu. Jedná se o vazbu s SH-skupinami bílkovin, při které dojde k poškození funkčnosti enzymu, tudíž tyto kovy působí jako enzymové jedy (Svobodová, 1987). Toxické kovy jsou ve vodách přítomné v rozpuštěné a nerozpuštěné formě. Rozpuštěná forma kovů je z velké části tvořena komplexy s anorganickými sloučeninami nebo anorganickými ligandy a v menší míře je tvořena jednoduchými ionty, které jsou mnohem toxičtější a snáze přechází do organismů. Zdrojem volných iontů jsou méně toxické komplexní a nerozpuštěné formy, které jsou z valné části vázány na suspendované látky, jako jsou například čistírenské kaly, jíly a sedimenty (Pitter, 2009). Proto je důležité pro zjištění celkového zatížení vodního prostředí analyzovat nejen vodu, ale i ostatní matrice, jako jsou sedimenty a organismy (Nordberg a kol., 2014; Kenšová a kol., 2010; Svobodová, 1987).

2.2.1 Zdroje toxických kovů

Toxické kovy se do vodního prostředí dostávají dvěma procesy: antropogenní a přírodní cestou. Přírodním zdrojem toxických kovů ve vodě jsou především horniny a půdy, kde dochází k erozi nebo vymývání vodou. V menší míře, je zdrojem vulkanická činnost (Adámek, 2010). Hlavním zdrojem kovů je ovšem antropogenní činnost. Antropogenními zdroji jsou zemědělství, komunální a průmyslový odpad. Mezi nejvýznamnější zdroje kontaminace patří spalování uhlí, kdy dochází k emisi kovů do atmosféry a následnému rozšíření do životního prostředí. V případě automobilové dopravy dochází k emisi kovů přítomných ve výfukových plynech (Wagner a Boman, 2003). Významným zdrojem jsou komunální odpadní vody, u kterých v průběhu čištění dochází k ukládání toxických kovů v kalcích (Dawson a Macklin, 1998) Jak již bylo zmíněno, toxické kovy mají schopnost akumulace v sedimentech. V oblastech kde jsou ryby či další vodní organismy hlavním zdrojem potravy, může mít vyšší koncentrace toxických kovů v sedimentech významný negativní vliv na zdraví lokální populace lidí (Wright a Mason, 1999). Velké riziko může představovat expozice starým ekologickým zátěžím, jako je rekultivace zatížených sedimentů ze dna řek a nádrží (Wright a Mason, 1999).

2.2.2 Faktory ovlivňující toxicitu kovů

Mechanismus působení toxických kovů na vodní organismy je ovlivněn mnoha faktory. Mezi faktory ovlivňující toxicitu kovů řadíme zejména teplotu, pH, tvrdost vody a celkové fyzikálně-chemické složení vody. V roce 2009 byla měřena v jezeře Schwarzsee koncentrace olova a kadmia v játrech a ledvinách u sivena arktického (*S. alpinus*), kdy při zvýšené teplotě v letních měsících byla zjištěna vyšší koncentrace obou kovů. U ryb došlo ke zrychlení metabolismu a tím ke zvýšení kontaminace (Kock a kol., 1996). Douben udává, že při vyšší teplotě dochází k vyšší absorpci kovů, než je množství kovů vyloučených z organismu (Douben, 1989). Velice významný vliv má hodnota pH. Při nižších hodnotách jsou ionty kovů uvolňovány do vodní fáze, tím dochází ke zvýšení koncentrace více toxických iontů. Mimo jiné další negativní vlastností nižšího pH je poškození epitelu ryb, kdy se epitel stává snáze propustný pro toxické kovy (Cogun a Kargin, 2004). Rychlost transportu toxických kovů do buněk organismů závisí na koncentraci jednotlivých forem, zejména se jedná o to, jaké formě kovu je organismus vystaven. Ionty jsou toxičtější než komplexy. Svoji roli může hrát i oxidační stav, ovšem neplatí čím vyšší nebo nižší tím toxičtější, u každého kovu je to individuální (Kock a kol., 1996; Svobodová, 1987). Důležitým faktorem je tvrdost vody, především koncentrace vápníku, kdy vyšší koncentrace Ca může snižovat toxicitu. Ve vodách s vyšším obsahem vápníku dochází k nižší akumulaci toxických kovů na žábřácích ryb (Pagenkopf, 1983). To platí především u mědi, kde dojde ke snížení hromadění mědi na žábřácích (Playle a kol., 1992). Koncentrace naakumulovaného kovu ve většině případů nesouvisí s velikostí a stářím ryb (De Wet a kol., 1994). Bioakumulace může proběhnout sorpcí kovů na povrchu buňky nebo se dostávat inkorporací dovnitř buňky (Jeziarska a Witeska, 2001). Toxické kovy mohou podléhat biologickým transformacím, například u rtuti nebo arsenu probíhá biologická methylace pomocí mikroorganismů, kdy mohou přecházet do methyl formy, která je vysoce toxická a má vysoce akumulaci (Eckley, 2004). Dalším faktorem, na kterém záleží, je druh ryby (Jeziarska a Witeska, 2001). Z pohledu biologických účinků můžeme kovy rozdělit do následujících skupin (Pitter, 2009).

- Toxické kovy s karcinogenními nebo teratogenními účinky: As, Cd, Cr^{IV}, Ni, Be.
- Toxické kovy vykazující chronickou toxicitu: Hg, Cd, Pb, As.

2.2.3 Vliv toxických kovů na ryby

Největší akumulční schopnost u ryb mají játra a ledviny. Dalšími, nejvíce zasaženými orgány jsou kosti, mozek a pohlavní orgány. Svalovina u ryb vykazuje obvykle nižší koncentraci toxických kovů, ale je oproti ostatním orgánům nejvíce sledována z důvodu lidské konzumace (Jeziarska a Witeska, 2006). Canli 2003 udává, že v případě měření koncentrace zinku byly zjištěny nejvyšší hodnoty u nejmladších kategorií ryb. (Canli a kol., 2003). Dalším účinkem na vodní organismy může být inhibice jejich růstu. Giguere 2004 dále uvádí potlačení enzymatické činnosti mikroorganismů s možným následkem potlačení samočisticí schopnosti vody. Nejvyšší koncentrace toxických kovů se nachází v dravých rybách. To je způsobeno vyšší pozicí v potravním řetězci. Skupinou vykazující obecně vyšší koncentrace zejména olova a zinku, jsou ryby bentické (Campbell, 1994; Ney a Hassel, 1983). Dalšími negativními dopady u ryb je potlačení rozmnožování, histopatologické změny kůže nebo žaber (Monteiro a kol., 2013). Ryby exponované toxickým kovům mohou mít problémy s dýcháním, čímž se v zimním období snižuje jejich šance na přežití při nižším obsahu kyslíku (Monteiro a kol., 2013). Absolutní hodnoty koncentrace jednotlivých kovů v rybách se obvykle nacházejí v pořadí $Fe > Zn > Cu > Cd > Hg$ (Jeziarska a Witeska, 2001)

U zinku mohou koncentrace ve svalovině ryb dosahovat až 300 mg.kg^{-1} , olovo a měď obvykle nepřesahují 10 mg.kg^{-1} . V nejmenších koncentracích pod 1 mg.kg^{-1} se vyskytují kadmium a rtuť (Moiseenko a kol., 1995).

2.2.4 Sledované toxické kovy

V současné době jsou u ryb limitovány 3 toxické kovy, rtuť, olovo a kadmium, u kterých je stanovena maximální přípustná koncentrace kovů ve svalovině ryb a jejich výrobcích. Evropská komise stanovuje předpisy, které udávají nejvyšší přípustné koncentrace kontaminantů v rybí svalovině. Současná legislativa EU závazná pro ČR uvádí maximální limity kontaminujících látek v potravinách (Es č. 420/2011; Es č. 2015/1005; Es č. 488/2014). Lidská populace je vystavena toxickým kovům především z ovzduší a z potravin. Rtuť se nejvíce dostává do těla člověka při konzumaci mořských ryb (Järup, 2003), u olova je to především vdechováním kontaminovaných prachových částic (Järup, 2003). Často uváděným rizikovým faktorem z pohledu expozice člověka s negativním dopadem na lidské zdraví je například konzumace ryb s vyšším obsahem toxických kovů (Järup, 2003).

2.2.4.1 Rtut'

Rtut' je toxický kov, globálně považovaný za jednu z nejvíce znečišťujících látek používaných již od starověku (Lindqvist a kol., 1991). Její zvláštní vlastností je kapalně skupenství při teplotě 20 stupňů celsia. Jedním z hlavních zdrojů rtuti je spalování fosilních paliv (Johnels a kol., 1969). Druhým největším zdrojem dodnes zůstává průmysl a zemědělství (Bencko, 1995). Zdrojem rtuti z průmyslu byla především výroba acetaldehydu a vinylchloridu. V zemědělství byla hlavním zdrojem rtuti mořidla obilí. Obojí je v současné době již značně omezené nebo zakázané (Kalač a Tříška 1998). Rtut' se vyskytuje ve všech sférách životního prostředí, jak v anorganické, tak v organické formě. Anorganické formy zahrnují Hg^{2+} , Hg_2Cl_2 , HgS , $\text{Hg}(\text{CNO})_2$ (Jursík, 2002; Houserová a kol., 2006). Organické formy rtuti mají různé typy struktur, nejznámější je methyl rtut', která může být přeměněna na mono a dimethylrtut'. Výskyt mono nebo dimethylrtuti je ovlivněn hodnotou pH, kdy při nižším pH převládá monomethylrtut', při vyšších hodnotách pH převládá dimethylrtut' (Kalač a Tříška, 1998). Ve vodním prostředí se rtut' váže v sedimentech, kde se může vyskytovat ve formě Hg^0 aerobním sedimentu nebo HgS v případě anaerobního sedimentu (Pitter, 2009). Do organismů se rtut' dostává dýchací a trávicí soustavou. Akumulace rtuti u ryb je největší v ledvinách, játrech a krvi. Největší význam z hlediska kumulace rtuti v rybách má zažívací trakt (Moiseenko et al., 1995; Douben, 1989). To dobře dokumentují rozdílné hladiny rtuti ve svalovině dravých a nedravých ryb (Červený a kol., 2014). Významný vliv má Hg ve formě methylrtuti. Koncentrace tohoto neurotoxinu v rybách představuje okolo 80% z celkového obsahu rtuti. Lipofilní vlastnosti methylrtuti zvyšují potenciál bioakumulace (Takizawa a kol., 1979; Kalač a Tříška, 1998). Kalač a Tříška 1998 dále uvádějí, že téměř všechna rtut' v rybách a rybožravých ptácích je přítomna ve formě methylrtuti. Zato v mořských savcích, kteří se taktéž živí rybami s vyšší koncentrací rtuti, byla zjištěna téměř všechna rtut' v anorganické formě. Tento fakt potvrzuje schopnost savců demetylovat sloučeniny rtuti a ukládat je v anorganické formě.

2.2.4.2 Olovo

Olovo je jedním z toxických kovů s nejvyšší bioakumulační schopností (Pitter, 2009). Nejvyšší koncentrace olova lze nalézt v dravých rybách, jakožto vyšší článek potravního řetězce. Vysoký obsah olova byl prokázán taktéž v sedimentech. Sedimenty mohou obsahovat koncentrace až o čtyři řády vyšší, než jsou ve vodě (Svobodová, 1987). V rybách se olovo nejvíce hromadí ve svalech, kostech, krvi a tuku (Afshan a kol., 2014).

V minulosti byla významným zdrojem automobilová doprava a olovené části vodovodního potrubí, nicméně tyto zdroje dnes už nejsou nijak významné. V současné době je hlavním zdrojem olova strojírenství, chemický a textilní průmysl (Hyánek a kol., 1991), barevné metalurgie, zpracování rud a sklářství, kde je olovo součástí glazur (Pitter, 2009). Toxicita olova pro ryby je ovlivněna kvalitou vody. Se vzrůstající alkalitou se snižuje rozpustnost olova ve vodě, přičemž nebezpečné a letální koncentrace se pro ryby pohybují v rozmezí 0.1 – 10 mg.l⁻¹. Při intoxikaci ryb olovem může dojít k poškození žaberního epitelu, což má za následek úhyn ryb v důsledku udušení. Chronická intoxikace ryb bývá typická změnami v krevním obrazu, zejména silným poškozením erytrocytů a leukocytů a poškozením nervové soustavy (Svobodová, 1987). Do těl vodních organismů proniká olovo, například ve formě tetraethylolova a tetramethylolova. Tyto sloučeniny jsou lipofilní, snadno pronikají kůží a žábry a akumuluje se v podkožním tuku a jiných tukových tkáních (Kaplan a Pesce, 1996). Nejvyšší přípustná koncentrace olova ve sladkovodních rybách je 0.5 mg.kg⁻¹ (Es č. 2015/1005).

2.2.4.3 Kadmium

Kadmium je dalším kovem z řady toxických kovů, jehož přítomnost ve vodě může mít, díky jeho vysoké toxicitě značně nepříznivé účinky na vodní organismy. Do vodních ekosystémů se dostává několika způsoby. Buď z výroby, například Ni-Cd baterií a galvanického pokovování, nebo prostřednictvím fosforečnanových hnojiv, které mohou obsahovat až 170 mg.kg⁻¹ kadmia (Pitter, 2009). Dalším zdrojem může být aplikace čistírenských kalů v zemědělství. Podobně jako olovo se kadmium kumuluje v sedimentech, kalech, biomase a naplaveninách. Běžná koncentrace v nekontaminovaných vodách kolísá v rozmezí 0,07– 0,8 µg.l⁻¹ a v nekontaminovaných sedimentech a náplavách 0,04 – 0,8 mg.kg⁻¹ (Velíšek, 1999). V organismech se kadmium kumuluje hlavně v ledvinách a játrech, přičemž vyšší koncentrace mohou poškodit jejich funkci a vést k selhání těchto orgánů. Cd vykazuje karcinogenní účinky a poškozuje pohlavní orgány (Buchtová, 2001). Práce Svobodové z roku 1987 uvádí především negativní vliv na dospívání, líhivost a vývoj larev pstruha duhového, při dlouhodobém vystavení koncentraci 0,002 mg.l⁻¹. Dále uvádí rozmezí letální koncentrace kadmia pro různé druhy ryb 2 – 20 mg.l⁻¹. Se zvyšující tvrdostí vody se toxicita Cd snižuje. Nejvyšší přípustná hodnota kadmia ve vodě z hlediska lososovitých ryb je 0,0002 mg.l⁻¹ a z hlediska kaprovitých 0,001 mg.l⁻¹.

2.2.4.4 Arsen

Arsen se do vody a prostředí dostává zejména ve formě sulfidů (arsenopyrit FeAsS nebo As_4S_4 atd.) a v malém množství doprovází mnohé sulfidické rudy a fosfor. Zvětráváním těchto rud, nebo antropogenní činností se arsen může dostat do životního prostředí, kde má značnou schopnost kumulace v sedimentech (Pitter, 1999). V přirozeném prostředí se arsen vyskytuje v oxidačním čísle V a v nestálých formách oxidačního čísla III, které mohou tvořit methylderiváty. Pětimocné sloučeniny arsenu se vstřebávají pomaleji a jsou méně toxické, než arsenitany (Svobodová, 1987). V anorganické podobě je arsen vysoce toxický, zatímco organické sloučeniny arsenobetainu jsou považovány za netoxické (Soudek a kol., 2006). Podle Velíška (1999) je pro člověka tolerovatelná denní dávka arsenu $140 \mu\text{g}^{-1}$ a smrtelná dávka se pohybuje mezi 70 – 180 mg oxidu arsenitého. U člověka se chronická intoxikace arsenem projevuje ztrátou tělesné hmotnosti, zvýšenou slinivostí a poruchami zraku. Dále se mohou objevit kožní ekzémy a otoky, a také hematologické a neurologické poruchy. Arsen má karcinogenní, mutagenní a teratogenní účinky (Velíšek, 1999). Letální koncentrace pro ryby se pohybuje mezi 20 – 30 mg.l^{-1} . Pro candáta je letální dávkou As_2O_3 2,9 mg.l^{-1} . Jako základní účinek je uváděna vazba na SH- skupinu aminokyselin a působí tedy jako enzymový jed.

2.3 Perzistentní organické látky (POPs)

Jsou Antropogenní syntetizované sloučeniny rozděleny do několika skupin. Například polychlorovaných bifenylyů (PCB) bylo popsáno 209 (kongenerů) již v roce 1998. Kongenery se vzájemně liší stupněm chlorace a substituční pozicí. Perzistentní organické látky obvykle vykazují velmi dlouhou životnost s různým poločasem rozpadu. Dle druhu sloučeniny perzistentní organické látky a podmínkách prostředí, v půdě může trvat poločas rozpadu i desetiletí. Oproti atmosféře, kde u některých sloučenin trvá rozpad pouze několik dní (Webster a kol., 1998). Perzistentní organické polutanty mají velký bioakumulační potenciál, což následně vede k masivnímu přenosu na vyšší trofické úrovně potravním řetězcem (Tanabe, 1991; Wania a Mackay, 1996).

2.3.1 Zdroje persistentních organických látek

Hlavním zdrojem POPs je především průmyslová výroba, zemědělství a spalování odpadů, přičemž dochází ke globálnímu šíření do vody, vzduchu, půdy a biosféry. Vstupy do prostředí mohou být přímou cestou ze znečišťujícího zdroje, nebo sekundárním přenosem z již znečištěného prostředí do nového (H. Georke a kol., 2004). U ryb a jiných vodních organismů dochází k hromadění POPs především v tukové tkáni (Randi a kol., 2003; Stewart a kol., 1989). Ryby s vyšším obsahem tuku vykazují vyšší úroveň akumulace (Muir a kol., 1990).

2.3.2 Sledované POPs

Perzistentní organické látky nebyly z počátku považovány za nebezpečné pro člověka, a proto byly využívány v mnoha odvětvích zcela nekontrolovaně. V roce 2001 byla ve spolupráci s OSN vydána Stockholmská úmluva pro ochranu životního prostředí. Vstoupila v platnost v roce 2004. Stockholmská úmluva reguluje, či postupně zakazuje používání a výrobu dvanácti specifických chemických látek, které se řadí mezi POPs (Losch, 2010). Významnou regulací, která limituje značné množství POPs v potravinách v České republice a dalších evropských států je nařízení Evropského parlamentu 396/2005. V dnešní době jsou sledovány perzistentní organické látky se stále větší pozorností. Současné legislativní předpisy z hlediska svaloviny ryb a výrobků z nich, ukládají limit pro sumu PCB a Dioxiny (Es č. 1259/2011).

2.3.2.1 Pesticidy typu POPs

Ve většině případů moderních biocidů se setkáme s pesticidy organické povahy, u kterých můžeme zmínit nejdůležitější skupinu organochlorových pesticidů. U pesticidů je velmi

častý výskyt jejich metabolitů, které se v prostředí nachází ve větší míře, zároveň jsou rozdílně toxické a setrvávají po delší dobu, oproti mateřským sloučeninám. Jedná se o masově rozšířené přípravky užívané pro ochranu pěstovaných rostlin, ať už v zemědělství nebo lesnictví (Pitter, 2009). Pesticidy jsou dle zákona 326/2004 definovány jako přípravky, které se skládají minimálně z jedné nebo více aktivních či účinných substancí. Tyto přípravky jsou poskytnuty konečnému uživateli na ochranu rostlin nebo produktů z nich, určené k likvidaci nebo potlačení nežádoucích organismů. V menší míře se uplatňují i v rybářství, kde slouží k potlačení vodních rostlin nebo likvidaci přemnoženého zooplanktonu. V neposlední řadě se mohou využít i k léčbě parazitárních onemocnění u ryb (Pitter, 2009). Pesticidy v moderním zemědělství hrají významnou roli. Ročně je použito 1 až 2,5 milionu tun aktivních látek, což umožňuje dosahovat vysoké zemědělské produktivity (McKnight a kol., 2015). Pesticidní sloučeniny jsou velmi rozmanité a dělí se různými způsoby. Základní rozdělení je dle biologického účinku a chemického vlivu substance. Rozdělení pesticidů dle biologického účinku je pojmenováno podle skupiny organismů, které potlačují nebo likvidují. Herbicidy potlačují nežádoucí rostliny, fungicidy jsou užívané v boji proti nežádoucím houbám, Insekticidy jsou určeny k likvidaci hmyzu. Další způsob dělení pesticidů je určen způsobem účinku na cílový organismus. Z tohoto hlediska se rozlišují na systémově působící, které se dostávají do nitra a účinkují uvnitř organismů a pesticidy účinkující na povrchu organismů, nazývané se kontaktní pesticidy (Pitter, 2009; Gilden a kol., 2010).

2.3.2.1.1 DDT

DDT celým názvem: dichloro-difenyl-trichlor-ethan. DDT bylo masově využíváno ve 40. až 60. letech 20. století proti škůdcům v zemědělství a v některých zemích v boji proti komárům přenášející malárii, kde je tato látka využívána dodnes (Beard, 2005; Kasozi a kol., 2006). DDT je stále velkou hrozbou z důvodu perzistence a následné akumulace v rybách, které poskytují stravu pro člověka (Beard, 2005). V rybách, experimentálně vystavených působením DDT, byly sledovány změny v chování. Nejvýraznější změnou bylo potlačení únikových reflexů. Nebezpečnou vlastností DDT je vznik metabolitů DDD a DDE rozpadem DDT, které vykazují vyšší perzistenci a bioakumulaci, především v tucích. Metabolity mohou vznikat vlivem slunečního záření nebo pomocí mikroorganismů. DDT a jeho metabolity mají mnoho negativních vlastností, většina z nich má mutagenní a karcinogenní vlastnosti. Narušují hormonální systém organismů. Množství akumulovaného DDT je ovlivněno pohlavím ryb, trofickou úrovní a věkem ryb

(Robinson a kol., 1985). V České republice je používání DDT od roku 1974 zakázané, ale stále se zde nachází z období, kdy tato látka byla používána.

2.3.2.1.2 γ -HCH (Lindan)

Pesticid, hojně využíván ve 20. století jako insekticidní látka. Lindan se lépe rozpouští ve vodě, což umožnilo moření semen na ochranu před hmyzem (Haque, 1988). Lindan je obsažen v chemické látce hexachlorcyklohexan ve většinovém podílu, ze kterého vzniká jako 1 z 8 izomérů HCH. Všechny isomery jsou nebezpečné, se silnými toxickými a bioakumulačními vlastnostmi (Willett a kol., 1998). Lindan je globálně distribuován, může se nacházet ve vzduchu, půdě, povrchové, podzemní vodě a živých organismech, kde dochází k enzymatické degradaci a hydrolýze (Simonich a kol., 1995). V největším množství se nachází ve vzduchu a mořské vodě. U ryb se lindan akumuluje nejvíce v játrech, žaludku a mozku. Lindan má karcinogenní, teratogenní účinky a může způsobit negativní účinky na endokrinní systém, jak u člověka, tak i u ostatních organismů (Huang, 2004).

2.3.2.1.3 HCB (Hexachlorbenzen)

Fungicidní látka užívaná k ochraně a potlačení houbových onemocnění, především na semenech plodin. Ve vodě je tato látka téměř nerozpustná, i přesto byla v roce 1975 označena za jednu z nejvíce znečišťujících látek v mořských ekosystémech (Morse, 1975). Hexachlorbenzen má díky svojí vysoké perzistenci schopnost přenosu na velké vzdálenosti v životním prostředí (Wania a Mackay, 1996). Toto tvrzení podporuje vysoký výskyt HCB u ryb v Severním moři (Weber a Goerke, 1996). HCB můžeme najít téměř v celém potravinovém řetězci. Problém je konzumace potravin obsahující rezidua hexachlorbenzenu (Luquet a kol., 1974). Důkazem je událost z roku 1954 v Turecku, kde došlo k poškození jater u tisíce osob, které požily výrobky z ošetřeného osiva (Gocmen a kol., 1989). U organismů může vyvolat řadu nepříznivých reakcí, jako například snížení reprodukce, poškození nervové soustavy a celkové poškození imunity (Lender a kol., 1980).

2.3.2.2 PCB

Polychlorované bifenylly jsou jedny z nejznámějších syntetických organických sloučenin. PCB byly využívány v minulém století, vykazovaly skvělé chemické a fyzikální vlastnosti, díky kterým se uplatnily v mnoha oborech. V minulém století byly tyto sloučeniny masově produkovány a využívány. V 70. letech dochází k jejich omezení

a následnému zákazu (Horák a kol., 2004). Nejsledovanější kongenery jsou PCB28, PCB52, PCB101, PCB138, PCB153 a PCB180 (IUPAC; Ballschmiter a Zell, 1980). Polychlorované bifenyly se mohou nacházet v půdě, vodě a vzduchu. Za největší rezervoár jsou označovány sedimenty sladkovodních řek, rybníků a jezer. Velká stabilita umožňuje akumulaci v organismech, kdy dochází k následnému zafixování v potravním řetězci s následným předáváním mezi trofickými úrovněmi. V organismech se PCB ukládají v tukách díky lipofilním vlastnostem (Jarošová, 2004). Vyšší koncentrace PCB byly zjištěny u ryb žijících se bentickými organismy, u kterých byly pozorovány negativní vlivy na endokrinní systém, popřípadě vykazovaly karcinogenní poruchy (de Wit, 2002), (McDonald, 2002). U dětí se zvýšenou konzumací kontaminovaných ryb prokázaly dlouhodobé studie negativní účinky na vývoj mozku (Jacobson a kol., 1990)

2.3.2.3 Dioxiny (PCDD/PCDF)

Dioxiny, pod tímto pojmem se nachází dvě velké skupiny perzistentních toxických látek: polychlorované dibenzofurany se zkratkou (PCDF) a polychlorované dibenzo-p-dioxiny se zkratkou (PCDD). Do prostředí se dostávaly při spalování fosilních paliv i jako nečistoty při výrobě a užívání organochlorových výrobků, většinou ve stopových koncentracích. Jako samostatné látky cíleně vyráběny nebyly (Hutzinger a kol., 1985). Pokud se tyto látky dostanou do životního prostředí, naváží se na organické látky v sedimentech půdy a v tukových tkáních organismů. Ryby jsou vhodným bioindikátorem kontaminace vodního prostředí těmito látkami (Buckley-Golder a kol., 1999). Často obsahovaly mnohem vyšší koncentrace dioxinů než suchozemská zvířata (Buckley-Golder a kol., 1999). Vliv dioxinů u člověka, může způsobit poruchy imunity nebo vykazovat karcinogenitu (Nakatani a kol., 2011).

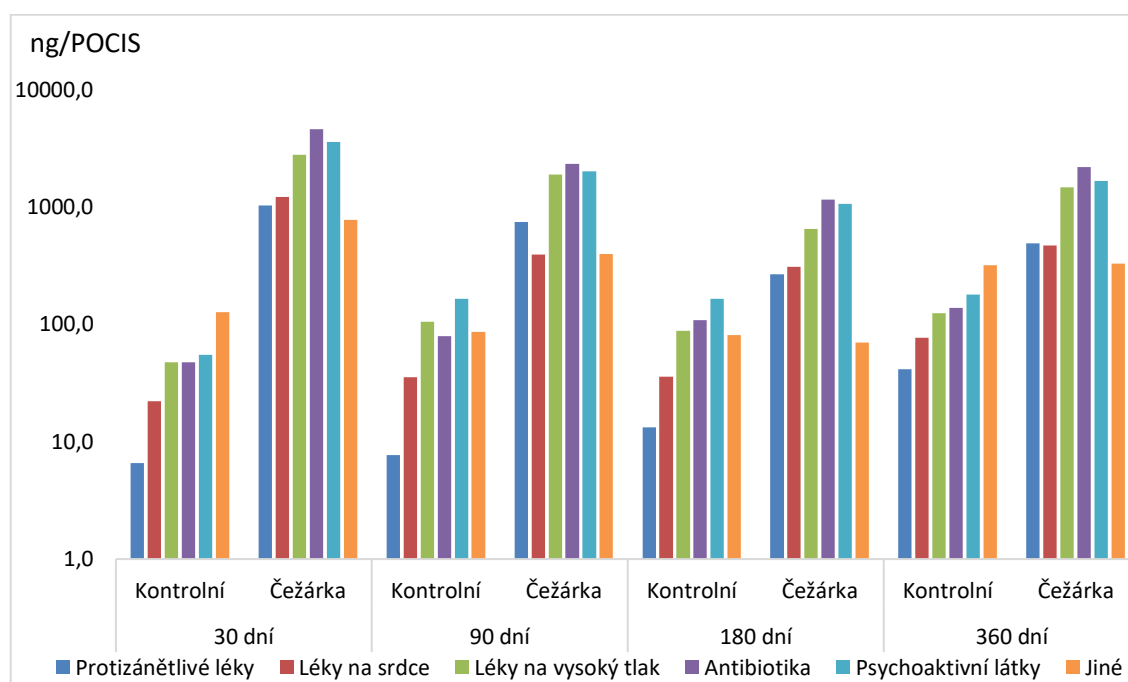
2.4 Léčiva a prostředky osobní péče (PPCPs)

Konzumace farmak je v posledních desetiletích na globálním vzrůstu a odpadní vody, které jsou jednou ze dvou hlavních cest do povrchových vod, jsou jimi stále více zatěžovány. V odpadních vodách je prokázáno široké spektrum farmaceuticky aktivních látek (Halling a kol., 1998). Léčiva se dostávají do recipientu jak ve formě metabolitu, tak v nezměněném původním stavu (Radke a kol., 2008; Kotyza a kol., 2009). Důležitou cestou vstupu léčiv do životního prostředí mohou být zemědělská organická hnojiva pocházejících od zvířat, kterým se podávala farmaka, taktéž z čistírenských kalů rozptýlených na polích, ze kterých jsou následně vyplavovány farmaka do toků

(Richardson a kol., 1985). PPCPs obsahují až 3000 různých účinných látek (Scholz, 2015). Některá farmaka a jejich degradační produkty jsou schopné setrvat po dlouhou dobu ve vodním prostředí, z tohoto důvodu je důležité sledovat vliv těchto látek na organismy (Carlsson a kol., 2006; Fent a kol., 2006). Porovnáním množství uvolňovaných farmak z domácností a nemocničních zařízení bylo zjištěno, že řádově větší množství (ng. l^{-1} – $\mu\text{g. l}^{-1}$) těchto látek je uvolňováno do prostředí z nemocničních zařízení (Klančar a kol., 2016). Langford a Thomas (2009) uvádějí konkrétní procentuální zastoupení jednotlivých léčiv z celkové sumy PPCPs v odpadní vodě města Osla: 12% paracetamolu, 11,5% propranololu a 2% atenololu a atorvastatinu. Problém s vypouštěním toxického odpadu z nemocnic je částečně řešen Českou technickou normou ČNS 75 6406: Odvádění a čištění odpadních vod ze zdravotnických zařízení. Tato norma ukládá požadavky na úroveň eliminace odpadu obsahující radioaktivní nebo infekční materiál. Pokud léčiva nespádají do těchto kategorií, lze je vypustit do kanalizace bez předchozího čištění (Podolská a kol., 2011). V současnosti nejsou stanoveny legislativní předpisy udávající maximální přípustné koncentrace PPCPs v povrchových vodách. Léčiva jsou biologicky aktivní při nízkých environmentálně relevantních koncentracích a mohou negativně ovlivňovat vodní organismy (Brodin a kol., 2013). Mezi látky negativně ovlivňující vývoj a reprodukci ryb, patří xenostrogenní látky a jejich residua. Ty mohou způsobit demaskulinizaci samců a může docházet ke snížení počtu pohlavních buněk a poškození pohlavních orgánů (Vajda a kol., 2011; Diniz a kol., 2010).

Pro sledování obsahu PPCP ve vodním prostředí se využívá systém pasivních vzorkovačů POCIS založený na akumulaci kontaminantů pasivní difúzí. (Morin a kol., 2010)

Graf č.1 uvádí přehled koncentrací léčiv a prostředků pro osobní péči (PPCP) v experimentálních lokalitách (Čežarka, kontrola) z roku 2017 (Giang a kol., 2017). Citovaná data charakterizují sledované lokality z hlediska zatížení farmaky. Měření proběhla, v pasivních vzorkovačích POCIS (ng/POCIS), které umožňují zjistit časově integrovanou koncentraci v průběhu expozice. Analýza POCIS byla provedena v průběhu předchozího experimentu ve 4 obdobích expozice. Téměř u všech léků byly naměřeny vyšší koncentrace v rybníku Čežarka napájeným vodou z čističky odpadních vod, v porovnání s lokalitou kontrolní. Zcela dominantní postavení tvořili antibiotika. Koncentrace léčiv rozdělených do skupin podle léčebného účinku jsou znázorněny v tabulce č. 1 (Giang a kol., 2017).



Graf.č 1. Koncentrace PPCP v pasivních vzorkovačích POCIS v průběhu expozice. Lokality Čežarka a kontrolní rybník (Giang a kol., 2017).

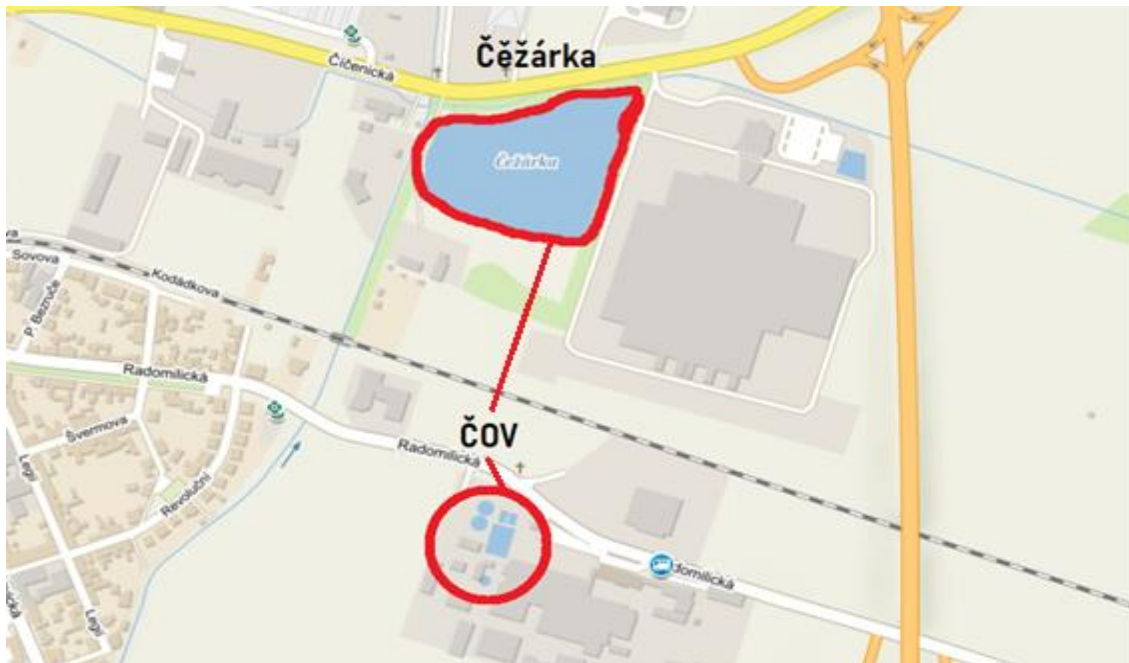
3.0 Materiál a metodika

3.1 Lokality

Experiment byl proveden v Jihočeském kraji na lokalitách v okolí města Vodňany.

3.1.1 Rybník Čežárka – experimentální lokalita

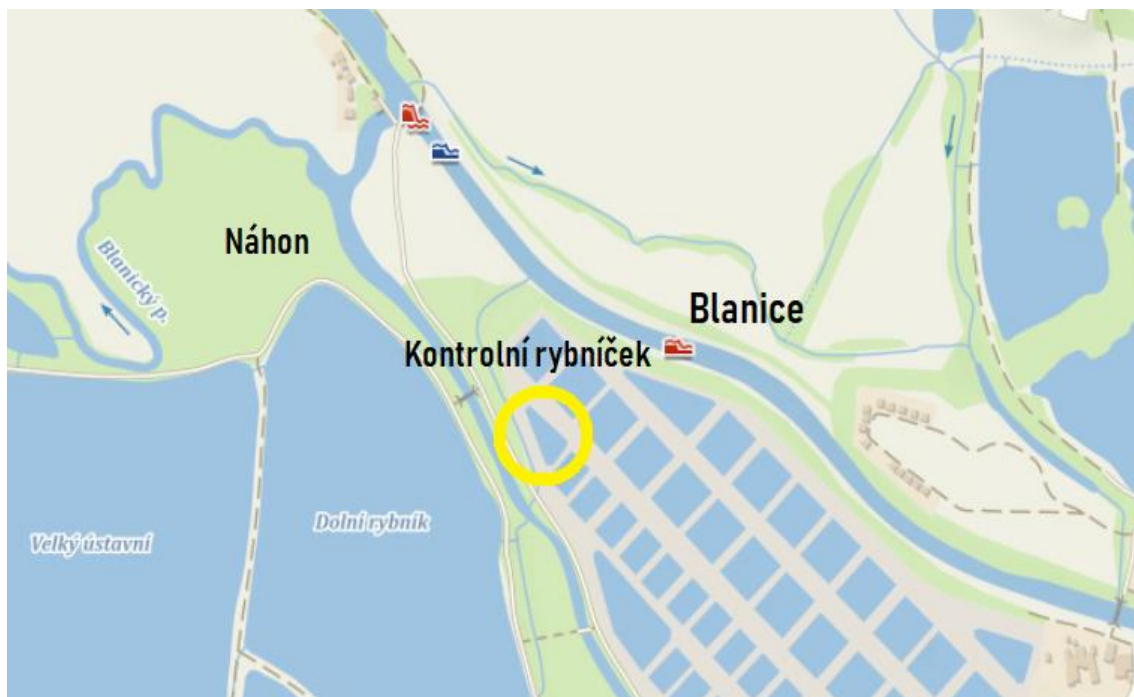
Sledovaný biologický rybník Čežárka (obr. 1) o rozloze 2,6 ha a průměrné hloubce 1 – 2 m má jediný zdroj vody, a to upravenou vodu z čističky odpadních vod (ČOV) města Vodňany, ve kterém žije okolo 7 000 obyvatel. Rybník slouží k dočištění odpadních vod.



Obr. č.1: Znáznornění rybníka Čežárka s přítokem čističky odpadních vod.

3.1.2 Rybník na ERPP VÚRH Vodňany kontrolní lokalita

Kontrolní rybník se nachází v areálu Experimentálního rybochovného pracoviště a pokusnictví (ERPP) Výzkumného ústavu rybářského a hydrobiologického (VÚRH) Jihočeské Univerzity (JU) s rozlohou 0,12 ha a průměrnou hloubkou 1 m. Napájen je vodou z Blanice, která je k areálu přivedena náhonem. Rybník byl vybrán jako kontrolní bez významného ekologického zatížení. Kontrolní lokalita je vzdálená cca 2 km od Čežárky.



Obr. č. 2: Situační plán ERPP VÚRH Vodňany a řeky Blanice, zdroje vody pro kontrolní rybník.

3.2 Testovací organismy

3.2.1 Charakteristika experimentálních ryb

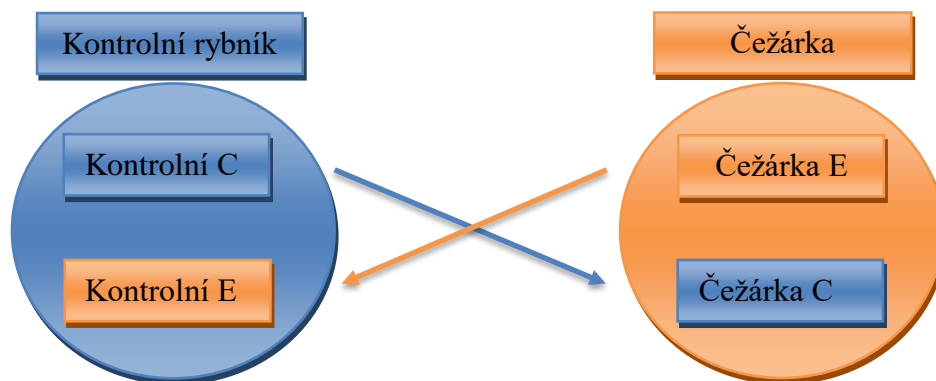
Veškerá sledování byla prováděná na kaprovi obecném (*Cyprinus carpio*), u nás nejčastěji chované rybě. Plůdek kapra pocházel původně ze dvou lokalit z Čežárky a rybníka nezatíženého odpadní vodou. Ryby na začátku experimentu dosahovaly průměrné hmotnosti 50g (Čežárka) a 48g (kontrola). Plůdek kapra byl sledován v průběhu expozice ve čtyřech rozdílných skupinách viz. Kapitola. 3.2.2.

3.2.2 Posuzované skupiny

Ve skupině (Čežárka E – effluent) byly ryby z přirozeného výtěru v rybníku Čežárka do kterého tečou odpadní vody z ČOV města Vodňany. Ryby zde žily celý dosavadní život (stáří 1 rok). Tato skupina je označena Čežárka E. Druhá skupina, (Kontrolní C – control), pocházela z přirozeného výtěru, který proběhl v kontrolním rybníku na ERPP Vodňany. Ryby této kontrolní skupiny (stáří 1 rok) byly označeny pro potřebu následného rozlišení. Z kontrolní skupiny byla na začátku experimentu (v den 0) oddělena skupina 100 ks označených ryb (průměrná hmotnost 48g), které byly dále vedeny jako skupina (Čežárka C – control). Tato skupina byla převezena do rybníku Čežárka a přidána k původní obsádce. Poslední sledovanou skupinou byla část ryb z Čežárky (cca. 100ks o průměrné hmotnosti 50 gramů), která byla (v den 0) odlovena pomocí tenatových sítí a vysazena do kontrolního rybníku na ERPP Vodňany. Tato skupina je vedena pod názvem (Kontrolní E – effluent).

3.2.3 Přehled sledovaných skupin

- 1. skupina Čezárka E – celý život (1 rok) v zatížené lokalitě rybníku Čezárka během experimentu (90 dní) zůstává v Čezárce.
- 2. skupina Kontrolní C – celý život (1 rok) v nezatížené lokalitě rybníčku na ERPP Vodňany během experimentu (90 dní) zůstává v rybníčku na ERPP
- 3. skupina Čezárka C – celý život (1 rok) v nezatížené lokalitě rybníku na ERPP Vodňany, na začátku experimentu přemístěna do lokality rybníku Čezárka na 90 dní (do konce experimentu)
- 4. skupina Kontrolní E – celý život (1 rok) v zatížené lokalitě rybníku Čezárka, na začátku experimentu přemístěna do nezatížené lokality rybníčku ERPP Vodňany na 90 dní (do konce experimentu)



Obr. č. 3: Schéma sledovaných skupin ryb

3.3 Odlov ryb

Odlov kapra obecného (*C. carpio*) v rybníku Čežárka během sledování (den 14. a 30.) probíhal pomocí tenatových sítí. Sítě byly rozmístovány do vhodných partií rybníka průběžně kontrolovány. Na závěr experimentu (den 90.) byly ryby z Čežárky odloveny záťahovou sítí při výlovu rybníka. Na kontrolním rybníku ERPP byly odlovy provedeny záťahovou sítí v den 14. a 30. na plné vodě, v den 90. v rámci výlovu rybníka. Odlovené ryby byly převezeny v nádobách s dostatečně okysličenou vodou. Manipulace s rybami byla prováděna v rámci zásad welfare. Pro analýzy a následné vyhodnocení výsledků bylo z každé skupiny odloveno 10 ks ryb v každém odběrovém termínu. U skupiny Čežárka E se při odběru 14. a 30. dne experimentu nepodařilo odlovit požadovaný počet ryb.

3.4 Odběr vzorků

Po usmrcení byly ryby zváženy a změřeny. Stanovena byla celková délka ryby, délka těla ryby, hmotnost celé ryby a hmotnost ryby bez vnitřností. U každé z odlovených ryb všech skupin byla odebrána svalovina s kůží z filetu z pravé části těla, na analýzu rtuti v čase (0., 14., 30., 90. den experimentu), u toxických kovů (arsenu, kadmia a olova) byla odebrána svalovina s kůží ze stejného místa, pouze na závěr experimentu (90. den). Pro stanovení persistentních organických látek byla svalovina odebírána z filetu na levé části těla ryb, jako směsný vzorek od každé skupiny na závěr experimentu (90. den). Zbývající část filetu z levé části těla ryb byla určena na senzorické posouzení na konci experimentu (90. den). Odebrané vzorky svaloviny s kůží byly zabaleny do mikrotenových sáčků, označeny a uloženy v mrazícím boxu při -80 °C. Na základě výsledků analýz rtuti ve svalovině ryb bylo provedeno dodatečné stanovení rtuti v sedimentu obou sledovaných rybníků. Vzorky sedimentu v obou lokalitách byly odebrány na konci experimentu.

Tabulka č. 1: Počet odebraných vzorků během experimentu, na analýzu rtuti v čase (0., 14., 30., 90.). Toxických kovů arsenu, olova a kadmia (90. den), vybraných perzistentních organických látek (90. den), počet vzorků pro sensorické posouzení a v závěru experimentu vzorky sedimentů, Čežárka-P = přítok, Čežárka-O = odtok.

	Počet vzorků (n)			
	Čežárka E	Kontrlní C	Kontrolní E	Čežárka C
0. den Hg	11	12		
14. den Hg	7	10	12	10
30 .den Hg	7	10	10	10
90. den Hg, As, Pb, Cd, POPs	10	10	10	10
90. den (sensorické posouzení)	11	11	11	11
	Čežárka-P	Čežárka-O	Kontrola	
90. den Hg- sediment	2	2	2	

3.5 Chemické analýzy

3.5.1 Hg

Příprava vzorků pro měření koncentrací rtuti byla provedena ve Výzkumném ústavu rybářském a hydrobiologickém (VÚRH) FROV JU. Analýza rtuti byla provedena na jednoúčelovém analyzátoru AMA 254, určenému na měření koncentrace rtuti. Pro měření byla použita navážka 100 mg svaloviny ryb, sedimentu. Výsledné množství rtuti bylo stanoveno u jednotlivých vzorků v mg.kg^{-1} svaloviny (Červený a kol., 2014), v případě sedimentů v mg.kg^{-1} sušiny sedimentu. (Svobodová a kol., 2002)

3.5.2 Cd, Pb, As

Kadmium, olovo a arzen byly analyzovány elektrotepelnou atomovou absorpční spektrofotometrií (GF-AAS, SpectrAA 220Z, Varian). Tato analýza toxických kovů (arsenu, kadmia a olova) byla provedena na Státním veterinárním ústavu (SVÚ) v Praze.

3.5.3 POPs

Vzorky pro vybrané persistentní organické látky byly analyzovány v SVÚ v Praze. Koncentrace persistentních organických látek (PCB 28, 52, 101, 138, 153), HCB, DDT a jeho metabolitů a HCH izomerů byly stanoveny na plynovém chromatografu s detektorem elektronového záchytu – GC-ECD Agilent 6890 Series (Hajšlová a kol., 1995).

3.6 Senzorická analýza

Senzorické posouzení svaloviny ryb bylo provedeno dle normy ČSN 57 5001. Tepelná úprava vzorků 150 g rybí svaloviny s kůží, skupin Čezárka E, Kontrolní C, Kontrolní E, Čezárka C proběhla pečením po dobu 10 minut v uzavřených označených skleničkách při 70 °C. Při senzorickém hodnocení vzorků svaloviny ryb byly hodnoceny pomocí smyslů hodnotitelů čtyři hlavní ukazatele: vůně, chuť, pachut' a konzistence, podle stupnice 1–15 bodů, kdy 15 bodů byl nejlepší výsledek. Hodnocení proběhla za standardních podmínek stanovených v normě ČSN 57 5001 za účasti 11 hodnotitelů.

3.7 Statistická analýza dat

Pro statistické vyhodnocení byla využita jedno-faktorová ANOVA. Pro post hoc hodnocení statistické významnosti byl využit Fisherův test. Použitý program MS Excel (Anděl, 2005; Budíková a kol., 2005).

3.8 Interpretace výsledků s ohledem na platné legislativní předpisy

Získané hodnoty sledovaných ukazatelů byly porovnány s platnými hygienickými normami. Současné platné legislativní předpisy pro toxické kovy ve svalovině ryb jsou uvedeny v nařízeních EU komise Es č. 420/2011, Es č. 2015/1005 a Es č. 488/2014, předpisy regulující persistentní organické látky jsou nařízeních EU komise Es č. 1259/2011 a Es č. 1259/2011. Poslední aktualizovaná data jsou uvedena v tabulce č. 1 a tabulce č. 2.

- Normami sledované toxické kovy v rybách: Hg, Pb, Cd
- Toxické kovy sledované v této práci: Hg, Pb, Cd, As

Tabulka č. 2: Maximální povolené limity toxických kovů v rybách a výrobcích z nich.

Kontaminant	Legislativní rámec	limitní koncentrace (mg.kg ⁻¹ svaloviny)	Matrice
Hg	Es č. 420/2011	0,5 1,0 (jeseteři, štika, úhoř)	svalovina ryb
Pb	Es č. 2015/1005	0,3	svalovina ryb
Cd	Es č. 488/2014	0,05	svalovina ryb

Tabulka č. 3: Maximální povolené limity persistentních organických látek v rybách a výrobcích z nich.

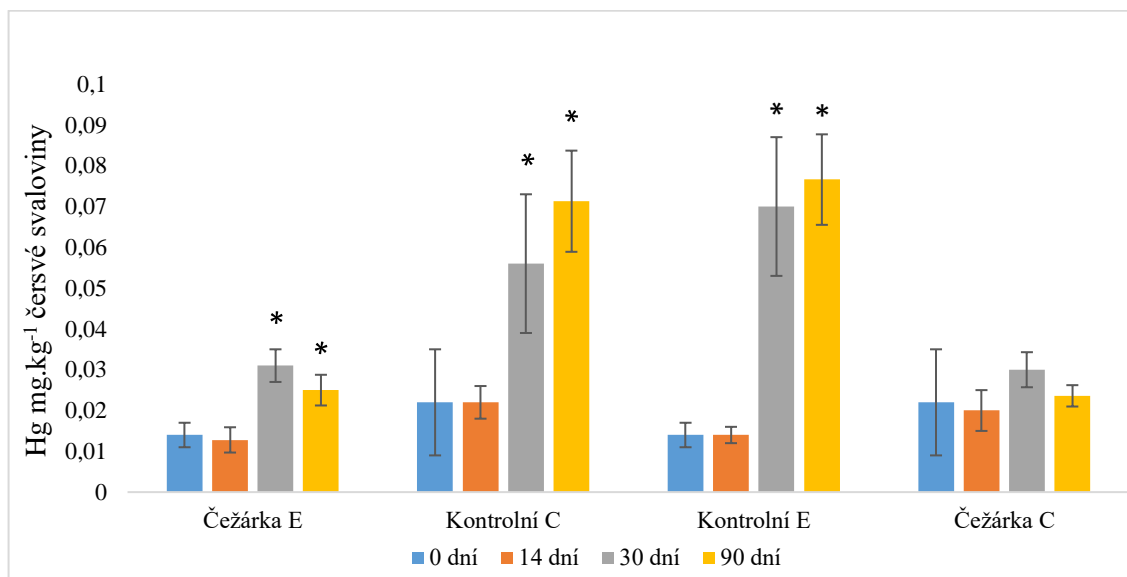
Kontaminant	Legislativní rámec	limitní koncentrace svaloviny	Matrice
Suma dioxinů WHO-PCDD/F-TEQ)	Es č. 1259/2011	3,5 pg.g ⁻¹	svalovina ryb z akvakultury
		3,5 pg.g ⁻¹	svalovina ryb z volných vod
Suma dioxinů a PCB s dioxinovým efektem (WHO-PCDD/F-PCB-TEQ)	Es č. 1259/2011	6,5 pg.g ⁻¹	svalovina ryb z akvakultury
		6,5 pg.g ⁻¹	svalovina ryb z volných vod
		10 (úhoř) pg.g ⁻¹	svalovina ryb
		20 pg.g ⁻¹	rybí játra a produkty z nich vyrobené
Suma PCB28, PCB52, PCB101, PCB138, PCB153 a PCB180	Es č. 1259/2011	75 ng.g ⁻¹	svalovina ryb z akvakultury
		125 ng.g ⁻¹	svalovina ryb z volných vod
		300 ng.g ⁻¹ (úhoř)	svalovina ryb
		200 ng.g ⁻¹	rybí játra a produkty z nich vyrobené

4.0 Výsledky

4.1 Výsledky analýz toxických kovů

4.1.1 Rtuť

Průměrná koncentrace rtuti byla analyzována a porovnávána u 4 skupin ryb: Čežárka E, Kontrolní C, Kontrolní E, Čežárka C v (0., 14., 30., 90. den experimentu). V grafu č. 2 jsou uvedeny průměrné koncentrace rtuti ve svalovině kapra v průběhu expozice. Graf uvádí statistické porovnání jednotlivých skupin s koncentracemi na začátku experimentu (den 0). Na začátku experimentu vykazovaly skupiny průměrné koncentrace rtuti ve svalovině ryb (Čežárka E 0,013 mg.kg⁻¹ a Kontrolní C 0,022 mg.kg⁻¹). Průměrné koncentrace rtuti u skupin v Čežárce (Čežárka E a Čežárka C) byly po 30 a 90 dnech expozice nižší než u skupin v kontrole, (Kontrolní E a Kontrolní C). Nejvyšší hodnoty průměrné koncentrace rtuti byly zaznamenány 30 a 90 den u skupin Kontrolní C a Kontrolní E. V Čežárce došlo největšímu navýšení průměrné koncentrace ve 14. a 30. den experimentu u skupin (Čežárka E a Čežárka C) Nejvyšší průměrnou koncentraci rtuti vykazovala 90 den skupina Kontrolní E (0,077 mg.kg⁻¹). Nejnižší průměrnou hodnotu vykazovala skupina Čežárka E v čase 0 s hodnotou 0,013 mg.kg⁻¹. Statisticky významný rozdíl u sledovaných lokalit se projevil při porovnávání obou skupin v Čežárce v porovnání s oběma skupinami ryb v kontrolním rybníku ve 30. a 90. den experimentu ($p < 0,05$).



Graf č. 2 Průměrná koncentrace rtuti ve svalovině kapra u 4 skupin v průběhu expozice. Statisticky významné rozdíly při $p < 0,05$ *, průběh expozice jednotlivých skupin porovnaný s koncentrací v čase 0.

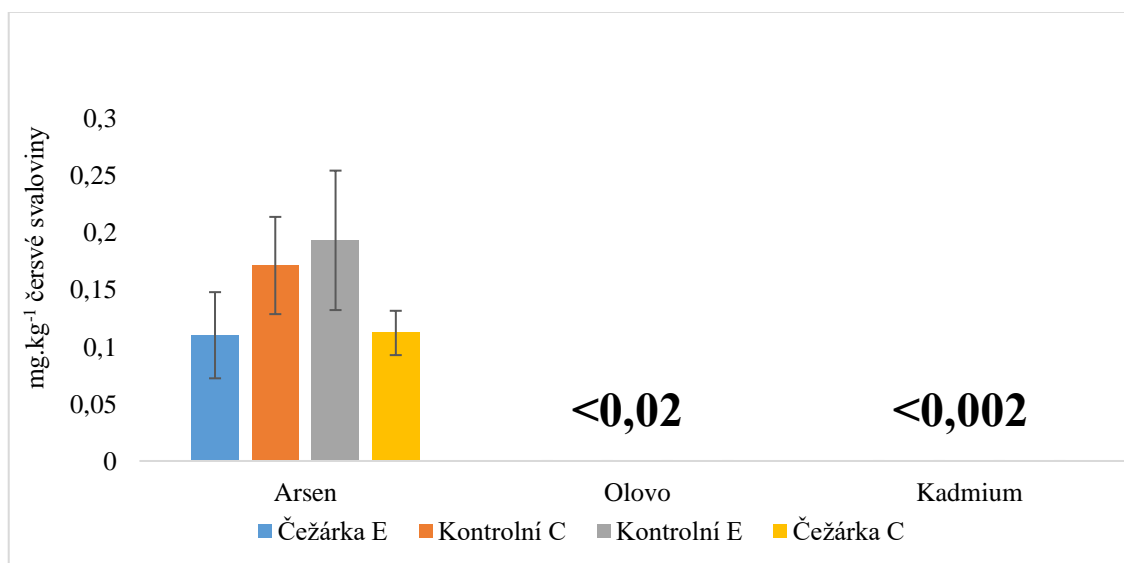
Tabulka č. 4: Průměrné koncentrace rtuti v sušíně sedimentu Čežárky a kontrolního rybníka

sediment	
	Hg mg.kg ⁻¹
Kontrola	0,062
Čežárka- přítok	0,013
Čežárka- Odtok	0,042

Pro kontrolu byla provedena analýza sedimentu, která potvrdila zvýšené koncentrace rtuti v sedimentu kontrolního rybníku. Průměrná koncentrace rtuti v sedimentu byla v kontrole (0,062 mg.kg⁻¹), tzn. více jak 4 krát vyšší než v sedimentu na přítoku Čežárky (0,013 mg.kg⁻¹). Na odtoku Čežárky vykazoval sediment průměrnou koncentraci rtuti 0,042 mg.kg⁻¹

4.1.2 Arsen, olovo a kadmium

V grafu č. 3: jsou uvedeny průměrné koncentrace toxických kovů, arsenu, olova a kadmia ve svalovině kapra na konci expozice 90. den. Hodnoty koncentrací olova a kadmia byly ve svalovině ryb ve všech případech pod mezí detekce použité metody. V případě průměrných koncentrací arsenu ve svalovině kapra vykazovaly skupiny z kontrolního rybníku (Kontrolní E a Kontrolní C) průměrné vyšší hodnoty než skupiny v Čežárce (Čežárka E a Čežárka C). Nejvyšší průměrnou hodnotu arsenu vykazovala skupina Kontrolní E (0,19 mg.kg⁻¹), nejnižší průměrnou hodnotu arsenu vykazovala skupina Čežárka E (0,11 mg.kg⁻¹).

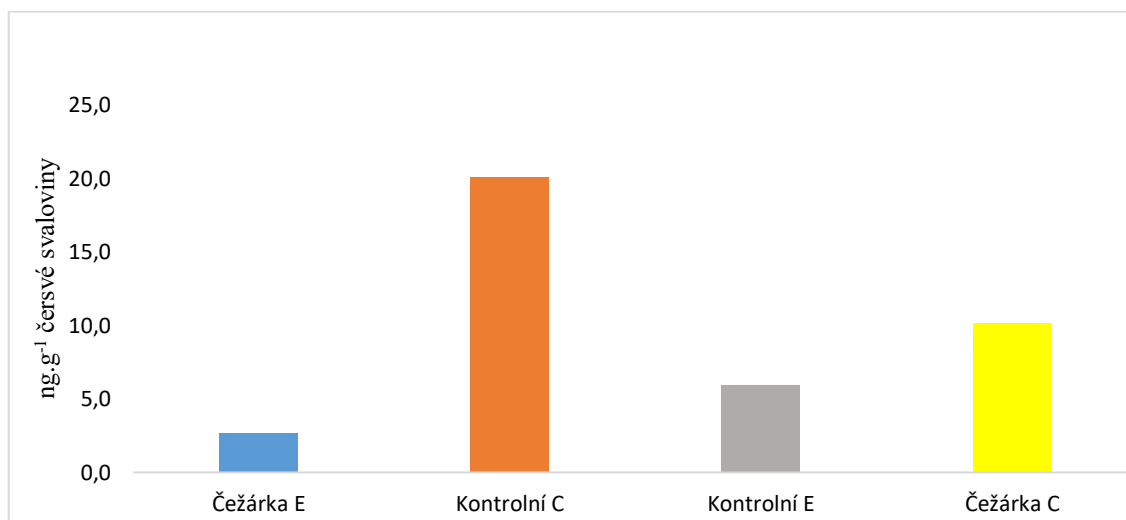


Graf č. 3: Průměrná koncentrace arsenu, olova a kadmia (mg.kg⁻¹) ve vzorcích svaloviny 4 skupin kapra odebraných 90. den experimentu.

4.2 Výsledky POPs

4.2.1 PCB suma

V grafu č. 4: jsou zaznamenány hodnoty koncentrací sumy 6 kongenerů PCB ve směsných vzorcích svaloviny kapra obecného na konci experimentu po 90 dnech expozice. Nejvyšší koncentraci sumy PCB vykazovala skupina Kontrolní C s hodnotou 20 ng.g⁻¹ a nejnižší hodnotu skupina Čežárka E 2,7 ng.g⁻¹ svaloviny kapra.



Graf č. 4: koncentrace sumy 6 kongenerů PCB ve směsných vzorcích svaloviny 4 skupin kapra obecného odebraných 90. den experimentu.

4.2.2 Hexachlorbenzen (HCB)

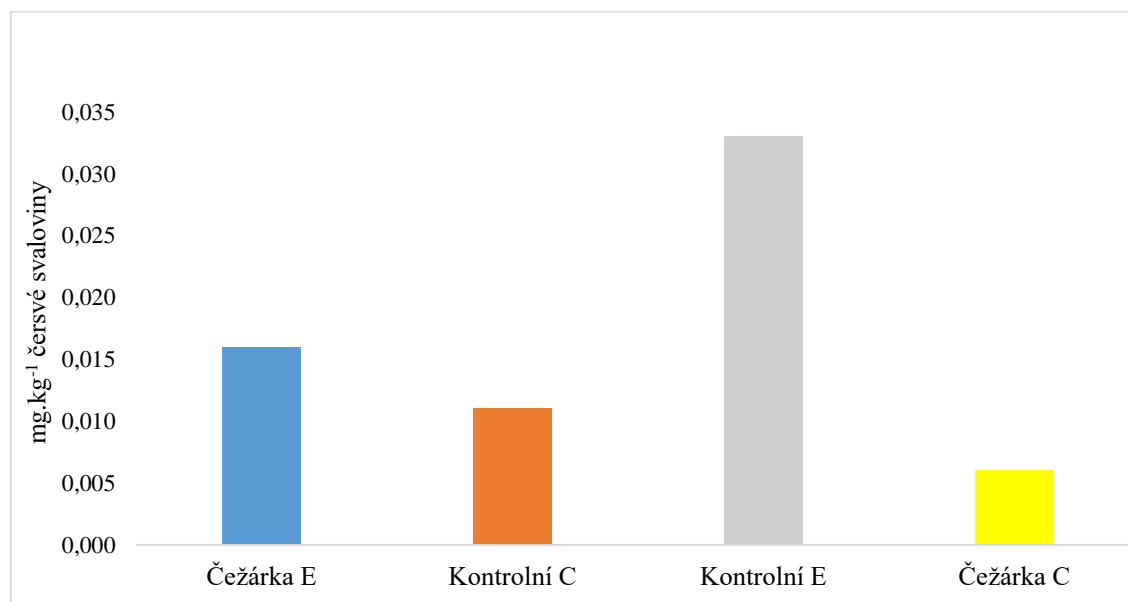
Koncentrace hexachlorbenzenu byla stanovena v mg.kg⁻¹ svaloviny ryb. Všechny skupiny vykazovaly hodnoty pod mezí detekce <0,001 mg.kg⁻¹.

4.2.3 HCH- alfa, HCH-beta, HCH gama (lindan)

Koncentrace HCH-alfa a HCH-beta byla stanovena v mg.kg⁻¹ svaloviny ryb. Všechny skupiny vykazovaly hodnoty pod mezí detekce <0,001 mg.kg⁻¹.

4.2.4 DDT suma

V grafu č. 5 jsou uvedeny koncentrace součtu sumy DDT a jeho metabolitů DDE a DDD ve svalovině ryb (mg.kg^{-1}) 90. den expozice. Nejvyšší hodnotu sumy DDT vykazovala skupina Kontrolní E $0,033 \text{ mg.kg}^{-1}$ nejnižší naměřenou hodnotou vykazovala skupina Čežárka C $0,006 \text{ mg.kg}^{-1}$.



Graf č. 5: Koncentrace sumy DDT a jeho metabolitů (mg.kg^{-1}) ve směsných vzorcích svaloviny 4 skupin kapra obecného 90 den na konci experimentu.

4.2.5 DDT metabolity

Tabulka č 5: Koncentrace metabolitů DDD a DDE (mg.kg^{-1}) ve svalovině kapra 90. den expozice.

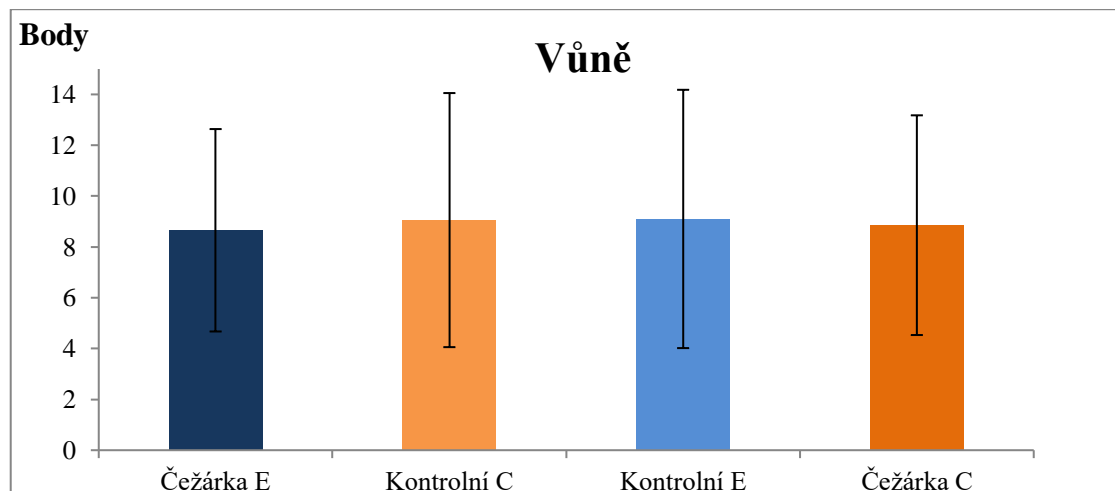
	DDD	DDE	DDT
Čežárka E	$0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$	$0,014 \text{ mg.kg}^{-1}$	$<0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$
Kontrolní C	$<0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$	$0,010 \text{ mg.kg}^{-1}$	$<0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$
Kontrolní E	$0,003 \text{ mg.kg}^{-1}$	$0,030 \text{ mg.kg}^{-1}$	$<0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$
Čežárka C	$<0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$	$0,005 \text{ mg.kg}^{-1}$	$<0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$

Metabolity DDE převládají u všech skupin nad metabolity DDD. Nejvyšší koncentrace DDE byla $0,030 \text{ mg.kg}^{-1}$ u skupiny Kontrolní E, nejnižší pak $0,005 \text{ mg.kg}^{-1}$ DDE u skupiny Čežárka C. Skupiny Čežárka C a Kontrolní C vykazovaly hodnoty u DDD pod mezí detekce.

4.3 Výsledky senzoričkého hodnocení svaloviny ryb

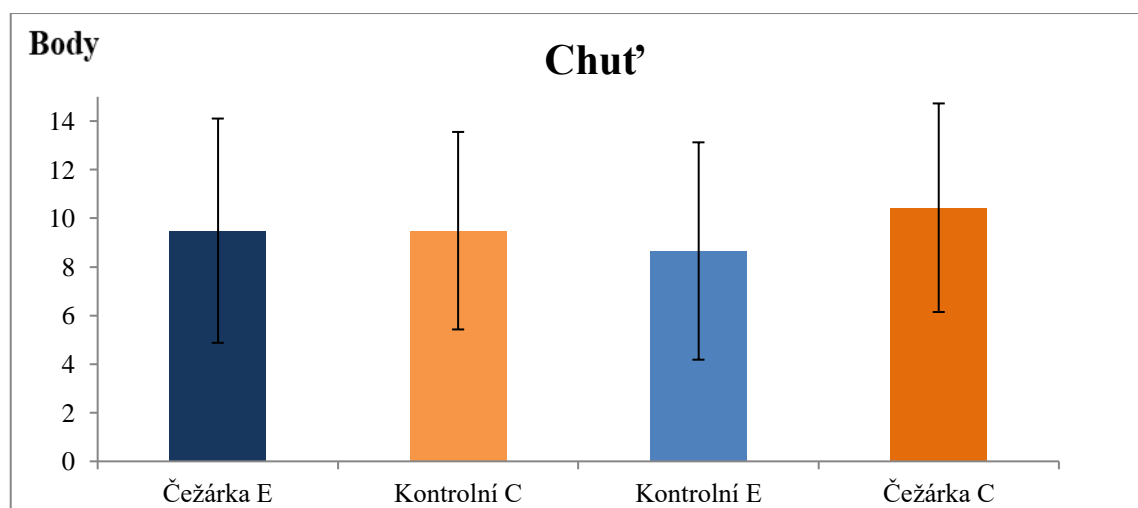
Senzoričké parametry byly vyhodnocovány pomocí stupnice 0 - 15 bodů, přičemž 0 = nejhorší, 15 = nejlepší.

V Grafu č. 6 jsou znázorněny senzoričké výsledky vůně 4 skupin kapra obecného 90. den expozice. Průměrné hodnoty jsou zobrazeny na stupnici 0 až 15 bodů. Všechny průměrné hodnoty byly velice podobné a nebyly zjištěny statisticky významné rozdíly.



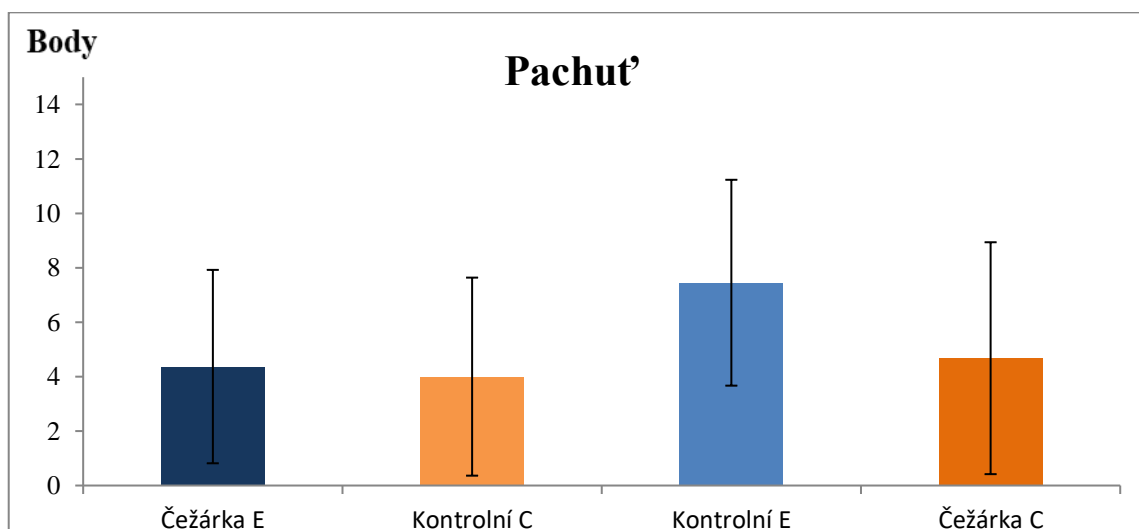
Graf č. 6: Výsledky senzoričkého posouzení vůně svaloviny 4 skupin kapra obecného 90. den expozice.

V Grafu č. 7 jsou znázorněny senzoričké výsledky chuti 4 skupin kapra obecného 90. den expozice. Průměrné hodnoty jsou uvedeny na stupnici 0 až 15 bodů. Všechny průměrné hodnoty byly velice podobné a nebyly zjištěny statisticky významné rozdíly.



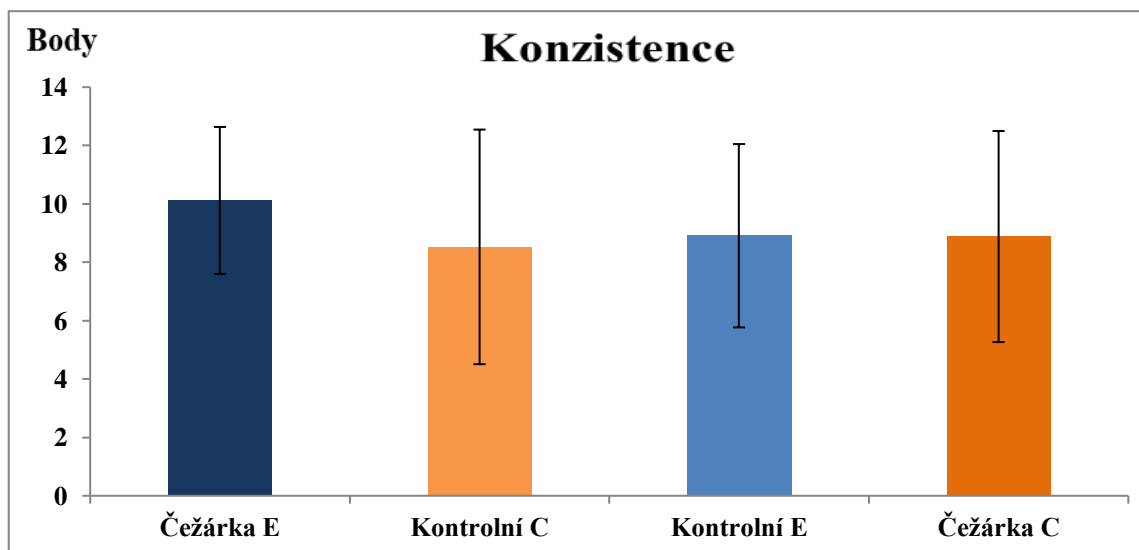
Graf č. 7: Výsledky senzoričkého posouzení chuti svaloviny 4 skupin kapra obecného 90. den expozice

V Grafu č. 8 jsou znázorněny senzoričké výsledky pachuti 4 skupin kapra obecného 90. den expozice. Průměrné výsledky jsou uvedeny na stupnici 0 až 15 bodů. Všechny průměrné hodnoty byly velice podobné a nebyly zjištěny statisticky významné rozdíly.



Graf č. 8: Výsledky senzoričkého posouzení pachuti svaloviny 4 skupin kapra obecného 90. den expozice.

V Grafu č. 9 jsou znázorněny senzoričké výsledky konzistence 4 skupin kapra obecného 90. den expozice. Průměrné hodnoty jsou uvedeny na stupnici 0 až 15 bodů. Všechny průměrné hodnoty byly velice podobné a nebyly zjištěny statisticky významné rozdíly



Graf č. 9: Výsledky senzoričkého posouzení konzistence svaloviny 4 skupin kapra obecného 90 den expozice.

5.0 Diskuze

V České republice se celková roční spotřeba ryb pohybuje okolo 5,5 kg na osobu, z nichž tvoří pouze 1,5 kg sladkovodní ryby. Mnohem významnější je spotřeba sladkovodních ryb u sportovních rybářů, kteří výrazně převyšují průměrnou roční spotřebu ryb až o dvojnásobek (Žlábek a kol., 2014). V bakalářské práci byla vyhodnocena koncentrace toxických kovů (rtuti, arsenu, olova a kadmia) a persistentních organických látek ve svalovině kapra obecného u 4 skupin (Čežárka E, Kontrolní C, Kontrolní E, Čežárka C). Rtuť byla měřena ve 4 časových obdobích (0., 14., 30. a 90. den) u kterých byl sledován vývoj koncentrací rtuti v závislosti na čase a rozdílnosti prostředí, ve kterém se kapři nacházejí. Dále bylo provedeno vyhodnocení vlivu při přemístění části obsádky, z prostředí zatíženého odpadními vodami z ČOV, do kontrolní lokality a naopak. Nižší koncentrace rtuti při prvních dvou odběrech lze vysvětlit ročním obdobím a s tím související nižší příjem potravy. Skupiny nacházející se v kontrolním rybníku dosahovaly v průběhu expozice vyšších průměrných koncentrací rtuti, hlavně 30. a 90. den experimentu, kdy u skupin Kontrolní C ($0,071 \text{ mg.kg}^{-1}$) a Kontrolní E ($0,077 \text{ mg.kg}^{-1}$) došlo výraznému navýšení oproti skupinám v Čežárce (Čežárka E $0,025 \text{ mg.kg}^{-1}$; Čežárka C $0,023 \text{ mg.kg}^{-1}$). Zjištěné výsledky měření rtuti v jednotlivých skupinách kaprů byly porovnány s maximálním povoleným limitem rtuti $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ svaloviny (Es č. 420/2011). V žádném z uvedených časových rozmezí nedošlo k překročení stanoveného limitu. Skupiny Čežárka E a Kontrolní C byly 90 den experimentu porovnány s českými rybníky (Buzický, Bezdrev, Dřemliny), řekami (Lužnice, Bečva) a přehradou Skalka (Červený a kol., 2014; Svobodová a kol., 2002; Žlábek a kol., 2001; Dvořák a kol., 2015) Vždy byla porovnávána rybí svalovina. Skupina Čežárka E, s průměrnou hodnotou rtuti $0,025 \text{ mg.kg}^{-1}$, byla téměř totožná s rybami v Bezdrevu z roku 2001, kdy kapři v tomto rybníku vykazovaly hodnoty rtuti $0,024 \text{ mg.kg}^{-1}$. Kapři v rybníku Dřemliny vykazovaly hodnoty rtuti $0,034 \text{ mg.kg}^{-1}$. Jedná se o mírné zvýšení oproti průměrné koncentraci rtuti u kaprů v Čežárce E, kde byla naměřena koncentrace rtuti $0,025 \text{ mg.kg}^{-1}$. Kapři v nádrži Skalka ($0,161 \text{ mg.kg}^{-1}$) a řece Bečvě ($0,2 \text{ mg.kg}^{-1}$) vykazovaly mnohonásobně vyšší koncentrace rtuti než kapři v našich skupinách (Čežárka E $0,025 \text{ mg.kg}^{-1}$, Čežárka C $0,024 \text{ mg.kg}^{-1}$). Kapři v řece Lužnici ($0,03 \text{ mg.kg}^{-1}$) vykazovaly vyšší hodnoty rtuti než kapři v Čežárce E ($0,024 \text{ mg.kg}^{-1}$). Výrazně nižší hodnoty rtuti vykazovaly kapři v biologickém rybníku Buzický 1999 ($0,016 \text{ mg.kg}^{-1}$). Skupina Kontrolní C ($0,07 \text{ mg.kg}^{-1}$) vykazovala vyšší průměrné koncentrace rtuti než zmíněné rybníky: Bezdrev ($0,024$

mg.kg⁻¹), Dřemliny (0,034 mg.kg⁻¹), Buzický (0,016 mg.kg⁻¹). Svalovina kaprů v Lužnici (0,03 mg.kg⁻¹) vykazovala nižší hodnoty rtuti než svalovina kaprů skupiny Kontrolní C (0,071 mg.kg⁻¹). Oproti tomu kapři v řece Bečvě (0,2 mg.kg⁻¹) vykazovaly mnohem vyšší koncentrace rtuti než u skupiny Kontrolní C (0,071 mg.kg⁻¹). Koncentrace arsenu byla porovnána s rybníky Bezdrev 2001 (0,154 mg.kg⁻¹) a Dřemliny 2001 (0,14 mg.kg⁻¹). V případě skupiny Čezárka E (0,11 mg.kg⁻¹) byla průměrná hodnota arsenu ve svalovině kapra nižší než u porovnávaných rybníků. Skupina Kontrolní C (0,17 mg.kg⁻¹) vykazovala naopak vyšší koncentrace než rybník Bezdrev a Dřemliny. Koncentrace arsenu byly zvýšené u skupiny Kontrolní C (0,17 mg.kg⁻¹) oproti rybníkům Bezdrev a Dřemliny. Olovo a kadmium byly u skupin Čezárka E, Kontrolní C, Kontrolní E a Čezárka C pod mezí detekce. V porovnávaných lokalitách byly zvýšené koncentrace u kadmia v rybníku Buzický 1999 (0,031 mg.kg⁻¹). Viz tabulka č. 5.

Stanovitelné koncentrace persistentních organických látek byly zjištěny pouze u sumy DDT a sumy PCB. HCB a suma HCH byly pod mezí detekce použité metody. Skupina Čezárka E byla porovnána s již zmíněnými lokalitami z pohledu POPs. Suma PCB v 90. den experimentu u skupiny Čezárka E vykazovala hodnotu 0,002682 mg.kg⁻¹ a byla ve všech případech nižší než koncentrace porovnávaných lokalit (Buzický, Bezdrev, Dřemliny, Bečva, Skalka). S výjimkou lokality Lužnice (0,001 mg.kg⁻¹). Suma DDT u skupiny Čezárka E (0,016 mg.kg⁻¹) vykazovala vyšší hodnoty oproti ostatním porovnávaným lokalitám, s výjimkou rybníka Dřemliny 2001, který dosahoval ještě vyšší hodnoty a to 0,0195 mg.kg⁻¹. HCH izomery byly u skupin Čezárka E a Kontrolní C pod mezí detekce použité metody. Pro porovnání rybník Buzický 2001 dosahoval hodnoty 0,00384 mg.kg⁻¹. Skupina Kontrolní C vykazovala mnohem vyšší koncentraci PCB 0,021 mg.kg⁻¹ než porovnávané lokality (Buzický, Bezdrev, Dřemliny, Lužnice, Bečva, Skalka). Výjimku představovala svaloviny ryb z rybníku Dřemliny 2001, která vykazovala téměř shodné koncentrace 0,0206 mg.kg⁻¹ PCB. Suma DDT byla u skupiny Kontrolní C (0,011 mg.kg⁻¹) podobná koncentraci v rybách z rybníku Buzický (0,0119 mg.kg⁻¹). V porovnání s nádrží Skalka (0,003 mg.kg⁻¹) a řekou Lužnicí (0,001 mg.kg⁻¹) byla výrazně zvýšená koncentrace DDT v rybách u skupiny Kontrolní C. Viz tabulka č. 5.

Při organoleptickém posouzení masa kaprů u všech skupin na konci experimentu (90 den) byly sledované 4 vlastnosti tepelně upraveného masa: vůně, chuť, pachů a konzistence.

Výsledné hodnoty byly vesměs u všech faktorů a všech skupin velice podobné. Pokud se jednalo o vůni, mírně lepší výsledky vykazovala skupina Kontrolní E, což jsou kapři převezené z Čezárky do Kontroly. Chuť byla obdobně velice podobná u všech vzorků. Nejlepší výsledek byl zjištěn u skupiny Čezárka C, skupina z Čezárky. V případě hodnocení pachuti vykazovala nejlepší výsledky skupina Kontrolní E. Stejně jako u chuti, nejhůře na tom byla skupina Kontrolní C. U všech skupin se konzistence jevila velice podobně, nejlepší konzistence masa byla zjištěna u kontrolní skupiny Kontrol C. Prostředí zatížené odpadními vodami nemělo v našem případě vliv na organoleptické vlastnosti. Uvedené rozdíly organoleptického hodnocení však nebyly statisticky významné.

Tabulka č. 6: Koncentrace toxických kovů a vybraných persistentních organických látek ve svalovině kaprů z českých rybníků, řek a přehrad.

Znečišťující látka ve svalovině ryb	PCB suma	DDT suma	HCH suma	Hg	Cd	Pb	As
Jednotky	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹
Čezárka E	0,002682	0,016	<0,001	0,025	<0,00 2	<0,02	0,11
Kontrolní C	0,02113	0,011	<0,001	0,07	<0,00 2	<0,02	0,171
Bezdrev 2001 (Svobodová a kol., 2002)				0,024	0,001	0,05	0,154
Buzický 2001(Svobodová a kol., 2002)	0,00492	0,0119	0,00384				
Buzický 1999 (Žlábek a kol., 2001)				0,016	0,031		
Dřemliny 2001 (Svobodová a kol., 2002)				0,034	0,001	0,05	0,141
Dřemliny 2001 (Piačková a kol., 2002)	0,0206	0,01951	<0,001				
Skalka (Červený a kol., 2014)	0,010	0,003		0,161			
Lužnice-Majdaléna (Červený a kol., 2014)	0,001	0,001		0,030			
Bečva (Dvořáka kol., 2015)				0,2	0,01	0,02	

6.0 Závěr

Veškeré naměřené hodnoty sledovaných toxických kovů a vybraných persistentních organických látek zjištěné ve svalovině všech hodnocených skupin ryb vyhovovaly platným hygienickým limitům. Ani v jednom případě nedošlo k jejich překročení. V průběhu experimentu došlo u většiny vzorků ke zvýšení koncentrací rtuti ve svalovině ryb. Biologický rybník Čezárka, napájený pouze odpadní vodou z ČOV není významně zatížen sledovanými toxickými kovy a POPs. Můžeme předpokládat, že vyčištěná odpadní voda není významným zdrojem hodnocených toxických kovů a POPs. Naměřené hodnoty v Čezárce byly ve většině případů nižší než u kontrolního rybníku, pro který je zdrojem znečišťujících látek povodí řeky Blanice, která je ovlivněna zemědělskou a průmyslovou činností v jejím povodí. Koncentrace všech farmak detekovaných v pasivních vzorkovačích POCIS, exponovaných na obou sledovaných lokalitách, byla mnohonásobně vyšší v Čezárce. Vyčištěnou odpadní vodu z ČOV napájející rybník Čezárka je možné považovat za významný zdroj PPCPs. Farmaka a výrobky pro osobní péči nemají doposud stanovené hygienické limity. V případě organoleptického posouzení nebyly zjištěny významné rozdíly mezi hodnocenými skupinami u žádného ze sledovaných faktorů. Výsledky naznačují, že ryby odchované v prostředí ovlivněném odpadní vodou z ČOV vyhovují všem sledovaným parametrům z pohledu hygienické kvality a splňují požadavky na hygienickou nezávadnost masa.

7.0 Přehled použité literatury

- Adámek, Z., Helešic, J., Maršálek, B., Rulík, M., 2010. Aplikovaná hydrobiologie (Applied Hydrobiology). FROV JU, Vodňany.
- Afshan, S., Ali, S., Ameen, U. S., Farid, M., Bharwana, S. A., Hannan, F., Ahmad, R., 2014. Effect of different heavy metal pollution on fish. *Research Journal of Chemical and Environmental Sciences*, 2(1), 74–79.
- Altec s.r.o. – AMA 254 - návod k obsluze. Altec s.r.o. Praha. 1997, 97.
- Anděl, J., 2005. *Základy matematické statistiky*. Matfyzpress, Praha.
- Arantes, F. P., Savassi, L. A., Santos, H. B., Gomes, M. V., Bazzoli, N., 2016. Bioaccumulation of mercury, cadmium, zinc, chromium, and lead in muscle, liver, and spleen tissues of a large commercially valuable catfish species from Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 88(1), 137–147.
- Ballschmiter, K., Zell, M., 1980. Analysis of polychlorinated biphenyls (PCB) by glass capillary gas chromatography. *Fresenius' Zeitschrift für analytische Chemie*, 302(1), 20–31.
- Bencko, V., Cikrt, M., Lener, J., 1995. Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka.
- Brodin, T., Fick, J., Jonsson, M., Klaminder, J., 2013. Zředěné koncentrace psychiatrického léku mění chování ryb z přirozených populací. *Science*, 339 (6121), 814–815.
- Buckley-Golder, D., Coleman, P., Davies, M., King, K., Petersen, A., Watterson, J., Hanberg, A., 1999. Compilation of EU dioxin exposure and health data. *organohalogen compounds*, 44, 79–82.
- Budíková, M., Lerch T., Mikoláš, Š., 2005 *Základní statistické metody*, 1. vyd. Brno, Masarykova univerzita.
- Buchtová, H., 2001. Hygiena a technologie zpracování ryb a ostatních vodních živočichů. *Alimentární onemocnění z ryb*. Veterinární a farmaceutická univerzita Brno. Fakulta veterinární hygieny a ekologie. Ústav hygieny a technologie masa. Brno, 24–27.
- Burreau, S., Zebühr, Y., Broman, D., Ishaq, R., 2004. Biomagnification of polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) studied in pike (*Esox lucius*), perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) from the Baltic Sea. *Chemosphere*, 55(7), 1043–1052.
- Buser, H. R., Müller, M. D., 1995. Isomer and enantioselective degradation of hexachlorocyclohexane isomers in sewage sludge under anaerobic conditions. *Environmental science & technology*, 29(3), 664–672.
- Campbell, K. R., 1994. Concentrations of heavy metals associated with urban runoff in fish living in stormwater treatment ponds. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 27(3), 352–356.

- Canli, M., Atli, G., 2003. The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. *Environmental pollution*, 121(1), 129–136.
- Carlsson, C., Johansson, A. K., Alvan, G., Bergman, K., Kühler, T., 2006. Are pharmaceuticals potent environmental pollutants?: Part I: Environmental risk assessments of selected active pharmaceutical ingredients. *Science of the total environment*, 364(1–3), 67–87.
- Celo, V., Lean, D. R., Scott, S. L., 2006. Abiotic methylation of mercury in the aquatic environment. *Science of the Total Environment*, 368(1), 126–137.
- Çoğun, H. Y., Kargin, F., 2004. Effects of pH on the mortality and accumulation of copper in tissues of *Oreochromis niloticus*. *Chemosphere*, 55(2), 277–282.
- Červený, D., Turek, J., Grabic, R., Golovko, O., Koba, O., Fedorová, G., Randák, T., 2016. Young-of-the-year fish as a prospective bioindicator for aquatic environmental contamination monitoring. *Water research*, 103, 334–342.
- Červený, D., Žlabek, V., Velíšek, J., Turek, J., Grabic, R., Grabicová, K., Randák, T., 2014. Contamination of fish in important fishing grounds of the Czech Republic. *Ecotoxicology and environmental safety*, 109, 101–109.
- Dawson, E. J., Macklin, M. G., 1998. Speciation of heavy metals on suspended sediment under high flow conditions in the River Aire, West Yorkshire, UK. *Hydrological Processes*, 12(9), 1483–1494.
- De Wet, L. M., Schoonbee, H. J., De Wet, L. P. D., Wiid, A. J. B., 1994. Bioaccumulation of metals by the southern mouthbrooder, *Pseudocrenilabrus philander* (Weber, 1897) from a mine-polluted impoundment. *Water S. A.*, 20(2), 119–126.
- De Wit, C. A., 2002. An overview of brominated flame retardants in the environment. *Chemosphere*, 46(5), 583–624.
- Diniz, M. S., Maurício, R., Petrovic, M., De Alda, M. J. L., Amaral, L., Peres, I., Santana, F., 2010. Assessing the estrogenic potency in a Portuguese wastewater treatment plant using an integrated approach. *Journal of Environmental Sciences*, 22(10), 1613–1622.
- Douben, P. E., 1989. Metabolic rate and uptake and loss of cadmium from food by the fish *Noemacheilus barbatulus* L. (stone loach). *Environmental Pollution*, 59(3), 177–202.
- Dus, L., Svobodová, Z., Janous, D., Vykusová, B., Jarkovský, J., Šmíd, R., Pavlis, P., 2005. Bioaccumulation of mercury in muscle tissue of fish in the Elbe River (Czech Republic): multispecies monitoring study 1991–1996. *Ecotoxicology and Environmental safety*, 61(2), 256–267.
- Dvořák, P., Andreji, J., Mráz, J., Dvořáková-Líšková, Z., 2015. Concentration of heavy and toxic metals in fish and sediments from the Morava river basin, Czech Republic. *Neuro endocrinology letters*, 36, 126–132.

- Eckley, C., 2004. Assessing methylmercury formation in lake water using a stable isotope technique.
- Fenner, K., Canonica, S., Wackett, L. P., Elsner, M., 2013. Evaluating pesticide degradation in the environment: blind spots and emerging opportunities. *science*, 341(6147), 752–758.
- Fent, K., Weston, A. A., Caminada, D., 2006. Ecotoxicology of human pharmaceuticals. *Aquatic toxicology*, 76(2), 122–159.
- Giang, P. T., Burkina, V., Sakalli, S., Schmidt-Posthaus, H., Rasmussen, M. K., Randak, T., Golovko, O., 2017. Effects of multi-component mixtures from sewage treatment plant effluent on Common carp (*Cyprinus carpio*) under fully realistic condition. *Environmental management*, 1–19.
- Giguère, A., Campbell, P. G., Hare, L., McDonald, D. G., Rasmussen, J. B., 2004. Influence of lake chemistry and fish age on cadmium, copper, and zinc concentrations in various organs of indigenous yellow perch (*Perca flavescens*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61(9), 1702–1716.
- Gilden, R. C., Huffling, K., Sattler, B., 2010. Pesticides and health risks. *Journal of Obstetric, Gynecologic Neonatal Nursing*, 39(1), 103–110.
- Gocmen, A. Y. H. A. N., Peters, H. A., Cripps, D. J., Bryan, G. T., Morris, C. R., 1989. Hexachlorobenzene episode in Turkey. *Biomedical and environmental sciences: BES*, 2(1), 36–43.
- Goerke, H., Weber, K., Bornemann, H., Ramdohr, S., Plötz, J., 2004. Increasing levels and biomagnification of persistent organic pollutants (POPs) in Antarctic biota. *Marine Pollution Bulletin*, 48(3-4), 295–302.
- Guiloski, I. C., Ribas, J. L. C., da Silva Pereira, L., Neves, A. P. P., de Assis, H. C. S., 2015. Effects of trophic exposure to dexamethasone and diclofenac in freshwater fish. *Ecotoxicology and environmental safety*, 114, 204–211.
- Hajšlová, J., Schoula, R., Holadové, K., Poustka, J., 1995. Analysis of PCBs in biotic matrices by two-dimensional GC-ECD. *International journal of environmental analytical chemistry*, 60(2–4), 163–173.
- Halling, S., B., Nielsen, SN, Lanzky, PF, Ingerslev, F., Lützhøft, HH, Jørgensen, S., 1998. Výskyt, osud a účinky farmaceutických látek v životním prostředí – přehled. *Chemosphere*, 36 (2), 357–393.
- Haque, A., 1988. Release of Bound 14 C-Lindane Residues from Potato Plants. *Journal of Pesticide Science*, 13(3), 455–459.
- Holden, A. V., 1966. Organochlorine insecticide residues in salmonid fish. *Journal of Applied Ecology*, 45–53.

- Horák, J., 2002. Dioxiny jako zdroj ohrožení životního prostředí a zdraví. *Chemické listy*, 96(11), 863–868.
- Houserová, P., Janák, K., Kuban, P., Pavlíčková, J., Kuban, V., 2006. Chemické formy rtuti ve vodních ekosystémech: Vlastnosti, úrovně, koloběh a stanovení. *Chemické listy*, 100(10), 862–876.
- Howgate, P. F., 1982. Quality assessment and quality control. In *Fish Handling and Processing* (2nd ed.) (A. Aitken et al., eds.), pp. 177–186, Her Majesty's Stationary, Edinburgh.
- Huang, D. J., Wang, S. Y., Chen, H. C., 2004. Effects of the endocrine disrupter chemicals chlordane and lindane on the male green neon shrimp (*Neocaridina denticulata*). *Chemosphere*, 57(11), 1621–1627.
- Hutzinger, O., Blumich, M. J., vd Berg, M., Olie, K. V., 1985. Sources and fate of PCDDs and PCDFs: an overview. *Chemosphere*, 14(6–7), 581–600.
- Hyánek L., Rešetka D., Koller J., Nesměrák I., 1991. Čistota vod. Bratislava: Alfa. pp. 262.
- IUPAC, 1992. International Union of Pure and Applied Chemistry.
- Jacobson, J. L., Jacobson, S. W., Humphrey, H. E., 1990. Effects of in utero exposure to polychlorinated biphenyls and related contaminants on cognitive functioning in young children. *The Journal of pediatrics*, 116(1), 38–45.
- Jarošová, A., 2004. Polychlorované bifenyly a estery kyseliny ftalové v potravním řetězci. Habilitační práce, MZLU, Brno.
- Järup, L., 2003. Hazards of heavy metal contamination. *British medical bulletin*, 68(1), 167–182.
- Jezierska, B., Witeska, M., 2001. Accumulation of metals in fish. *Metal toxicity to fish*. Wydawnictwo Akademii Podlaskiej, Siedlce, Poland, 51–82.
- Jezierska, B., Witeska, M., 2006. The metal uptake and accumulation in fish living in polluted waters. In *Soil and water pollution monitoring, protection and remediation*. Springer, Dordrecht pp. 107–114.
- Johnels, A. G., Westermark, T., 1969. Mercury contamination of the environment in Sweden. *Chemical Fallout: Current Research on Persistent Pesticides.*, 221–241.
- Jürgens, M. D., Johnson, A. C., Jones, K. C., Hughes, D., Lawlor, A. J., 2013. The presence of EU priority substances mercury, hexachlorobenzene, hexachlorobutadiene and PBDEs in wild fish from four English rivers. *Science of the Total Environment*, 461, 441–452.
- Jursík, F., 2002. Anorganická chemie kovů. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze.
- Kalač, P., Tríska, J., 1998. *Chemie životního prostředí*. Jihočeská univerzita, Zemědělská fakulta.
- Kaplan, L. A., Pesce, A. J., Kazmierczak, S. C., 1996. *Clinical chemistry. Theory, analysis, correlation*.

- Kenšová, R., Čelechovská, O., Doubravová, J., Svobodová, Z., 2010. Concentrations of metals in tissues of fish from the Věstonice reservoir. *Acta Veterinaria Brno*, 79(2), 335–345.
- King, K. A., Zaun, B. J., Schotborgh, H. M., Hurt, C., 2003. DDE-induced eggshell thinning in white-faced ibis: A continuing problem in the western United States. *The Southwestern Naturalist*, 356–364.
- Klančar, A., Trontelj, J., Kristl, A., Justin, M. Z., Roškar, R., 2016. Levels of pharmaceuticals in Slovene municipal and hospital wastewaters: a preliminary study. *Archives of Industrial Hygiene and Toxicology*, 67(2), 106–115.
- Köck, G., Triendl, M., Hofer, R., 1996. Seasonal patterns of metal accumulation in Arctic char (*Salvelinus alpinus*) from an oligotrophic Alpine lake related to temperature. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53(4), 780–786.
- Kotyza, J., Soudek, P., Kafka, Z., Vaněk, T., 2009. Léčiva – nový environmentální polutant. *Chemické listy*, 103, 540–547.
- Langford, K. H., Thomas, K. V., 2009. Determination of pharmaceutical compounds in hospital effluents and their contribution to wastewater treatment works. *Environment international*, 35(5), 766–770.
- Lender R, Scotti T., Goldenstein J., Mcelroy K., 1980. Acute and subchronic toxicity of pentachlorobenzene. *J. Environ. Pathol. Toxicol.* 4, 183.
- Lindqvist, O., Johansson, K., Bringmark, L., Timm, B., Aastrup, M., Andersson, A., Meili, M., 1991. Mercury in the Swedish environment recent research on causes, consequences and corrective methods. *Water, Air, and Soil Pollution*, 55(1-2), xi–261.
- Losch, A., 2010. The Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants: Uncovering the need for a holistic approach to environmental and human health. University of Wyoming 131.
- McDonald, T. A., 2002. A perspective on the potential health risks of PBDEs. *Chemosphere*, 46(5), 745–755.
- McKnight, U. S., Rasmussen, J. J., Kronvang, B., Binning, P. J., Bjerg, P. L., 2015. Sources, occurrence and predicted aquatic impact of legacy and contemporary pesticides in streams. *Environmental pollution*, 200, 64–76.
- Misumi, I., Vella, A. T., Leong, J. A. C., Nakanishi, T., Schreck, C. B., 2005. p, p'-DDE depresses the immune competence of chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) leukocytes. *Fish & shellfish immunology*, 19(2), 97–114.
- Moiseenko, T. I., Kudryavtseva, L. P., 2001. Trace metal accumulation and fish pathologies in areas affected by mining and metallurgical enterprises in the Kola Region, Russia. *Environmental Pollution*, 114(2), 285–297.

- Monteiro, D. A., Thomaz, J. M., Rantin, F. T., Kalinin, A. L., 2013. Cardiorespiratory responses to graded hypoxia in the neotropical fish matrinxã (*Brycon amazonicus*) and traíra (*Hoplias malabaricus*) after waterborne or trophic exposure to inorganic mercury. *Aquatic toxicology*, 140, 346–355.
- Morin, N., Miège, C., Coquery, M., Randon, J., 2012. Chemical calibration, performance, validation and applications of the polar organic chemical integrative sampler (POCIS) in aquatic environments. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 36, 144-175.
- Morse, R. W., 1975. Assessing potential ocean pollutants. National Academy of Sci, Washington, DC.
- Muir, D. C., Ford, C. A., Grift, N. P., Metner, D. A., Lockhart, W. L., 1990. Geographic variation of chlorinated hydrocarbons in burbot (*Lota lota*) from remote lakes and rivers in Canada. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 19(4), 530–542.
- Nakatani, T., Yamamoto, A., Ogaki, S., 2011. A survey of dietary intake of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, polychlorinated dibenzofurans, and dioxin-like coplanar polychlorinated biphenyls from food during 2000–2002 in Osaka City, Japan. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 60(3), 543–555.
- Ney, J. J., Van Hassel, J. H., 1983. Sources of variability in accumulation of heavy metals by fishes in a roadside stream. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 12(6), 701–706.
- Nordberg, G. F., Fowler, B. A., Nordberg, M., 2014. Handbook on the Toxicology of Metals. Academic press.
- Norgate, T. E., Jahansahi, S., Rankin, W. J., 2007. Assessing the environmental impact of metal production processes. *Journal of Cleaner Production*, 15(8–9), 838–848.
- Pagenkopf, G. K., 1983. Gill surface interaction model for trace-metal toxicity to fishes: role of complexation, pH, and water hardness. *Environmental Science & Technology*, 17(6), 342–347.
- Piačková, V., Randák., Svobodová, Z., Máchová, J., Žlábek, V., 2002. Comparison of the content of foreign substances in tissues of common carp (*cyprinus carpio*) and Bottom sediments of the Dřemliny pond in 1991, 1992, 1993 and 2001.
- Pitter, P., 2009. *Hydrochemie*. 4. vydání, VŠCHT Praha. 592 s.
- Playle, R. C., Gensemer, R. W., Dixon, D. G., 1992. Copper accumulation on gills of fathead minnows: Influence of water hardness, complexation and pH of the gill micro-environment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 11(3), 381–391.
- Podolská, Z., Matějů, L., 2011 Zdravotní rizika při nakládání s odpady ze zdravotnických zařízení.

- Radke, M. 2010. Fate of pharmaceuticals in the environment and in water treatment systems, edited by DS Aga.
- Randi, A. S., Hernández, S., Alvarez, L., Sánchez, M., Schwarcz, M., Kleiman de Pisarev, D. L., 2003. Hexachlorobenzene-induced early changes in ornithine decarboxylase and protein tyrosine kinase activities, polyamines and c-Myc, c-Fos and c-Jun proto-oncogenes in rat liver. *Toxicological Sciences*, 76(2), 291–298.
- Richardson, M. L., Bowron, J. M., 1985. The fate of pharmaceutical chemicals in the aquatic environment. *Journal of Pharmacy and Pharmacology*, 37(1), 1–12.
- Roberts, D. R., Laughlin, L. L., Hsueh, P., Legters, L. J., 1997. DDT, global strategies, and a malaria control crisis in South America. *Emerging infectious diseases*, 3(3), 295.
- Sadasivaiah, S., Tozan, Y., Breman, J. G., 2007. Dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT) for indoor residual spraying in Africa: how can it be used for malaria control?. *The American journal of tropical medicine and hygiene*, 249-263.
- Scholz, N., 2015. Medicinal products in the European Union. *Eur. Parliam. Res. Serv.*
- Simonich, S. L., Hites, R. A., 1995. Global distribution of persistent organochlorine compounds. *Science*, 269(5232), 1851–1854.
- Soudek, P., Víchová, L., Velenová, Š., Podlipná, R., Malá, J., Vaněk, T., 2006. Arsen a jeho příjem rostlinami. *Chemické listy*, 100, 323–329.
- Stewart, F. P., Manson, M. M., Cabral, J. R. P., Smith, A. G., 1989. Hexachlorobenzene as a promoter of diethylnitrosamine-initiated hepatocarcinogenesis in rats and comparison with induction of porphyria. *Carcinogenesis*, 10(7), 1225–1230.
- Svobodová, Z., 1987. *Toxikologie vodních živočichů*. Min. zemědělství.
- Svobodová, Z., Žlábek, V., Čelechovská, O., Randák, T., Máchová, J., Kolářová, J., Janoušková, D., 2002. Content of metals in tissues of marketable common carp and in bottom sediments of selected ponds of South and West Bohemia. *Czech Journal of Animal Science*, 47(8), 339–350.
- Svobodová, Z., Žlábek, V., Randák, T., Máchová, J., Kolářová, J., Hajšlová, J., Suchan, P., 2003. Profiles of persistent organochlorine pollutants (POPs) in tissues of marketable common carp and in bottom sediments of selected ponds of South and West Bohemia. *Acta Veterinaria Brno*, 72(2), 295-309.
- Takizawa, Y., 1979. Epidemiology of mercury poisoning. In: Nriagu JO ed. *The biochemistry of mercury in the environment*.
- Tanabe, S., 1991. Fate of toxic chemicals in the tropics.
- Vajda, A. M., Barber, L. B., Gray, J. L., Lopez, E. M., Bolden, A. M., Schoenfuss, H. L., Norris, D. O., 2011. Demasculinization of male fish by wastewater treatment plant effluent. *Aquatic Toxicology*, 103(3–4), 213–221.

- Velíšek, J., 1999. *Chemie potravin 3*. Tábor, 342.
- Wagner, A., Boman, J., 2003. Biomonitoring of trace elements in muscle and liver tissue of freshwater fish. *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy*, 58(12), 2215–2226.
- Wania, F., Mackay, D., 1996. Tracking the distribution of persistent organic pollutants. *Environ. Sci. Technol.* 30, 390–396.
- Weber, K., Goerke, H., 1996. Organochlorine compounds in fish off the Antarctic Peninsula. *Chemosphere* 33, 377–392.
- Webster, E., Mackay, D., Wania, F., 1998. Evaluating environmental persistence. *Environ. Toxicol. Chem.* 17, 2148–2158.
- Welsch-Pausch, K., McLachlan, M. S., Umlauf, G., 1995. Determination of the principal pathways of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans to *Lolium multiflorum* (Welsh Ray Grass). *Environmental science & technology*, 29(4), 1090–1098.
- Willett, K. L., Ulrich, E. M., Hites, R. A., 1998. Differential toxicity and environmental fates of hexachlorocyclohexane isomers. *Environmental Science & Technology*, 32(15), 2197–2207.
- Wright, P., Mason, C. F., 1999. Spatial and seasonal variation in heavy metals in the sediments and biota of two adjacent estuaries, the Orwell and the Stour, in eastern England. *Science of the Total Environment*, 226(2–3), 139–156.
- Žlábek, V., Červený, D., Grabic, R., Turek, J., Randák, V., 2014. *Metodika hodnocení hygienické kvality masa ryb z hlediska obsahu cizorodých látek*. Vodňany: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod.
- Žlábek, V., Svobodová, Z., Randák, T., Máchová, J., Hajšlová, J., Čelechovská, O., Suchan, P., 2001. Content of metals and persistent organic pollutants in tissues of marketable common carp and in bottom sediments of selected pond of south and west Bohemia.

Použité normy, vyhlášky, zákony, nařízení Evropského parlamentu a Evropské komise: ČNS 75 6406, ČSN 57 5001, Vyhláška č. 381/2007, Vyhláška č. 278/2010, Zákon č. 378/2007 Sb, Zákon č. 326/2004 Sb, Es č. 420/2011, Es č. 2015/1005, Es č. 488/2014, Es č. 1259/2011, ES č. 466/2001, ES č. 1881/2006,

8.0 Přílohy

Tabulka č. 8: příloha ke grafu č. 1: Koncentrace (PPCP) v pasivních vzorkovačích POCIS v průběhu expozice. Lokality Čežárka a kontrolní rybník (Giang a kol., 2017).

	30 dní		90 dní		180 dní		360 dní	
	Kontrolní	Čežárka	Kontrolní	Čežárka	Kontrolní	Čežárka	Kontrolní	Čežárka
Protizánětlivé léky	6,6	1022,6	7,7	739,3	13,3	266,0	41,3	486,0
Léky na srdce	22,0	1209,7	35,5	391,2	35,6	308,3	77,1	467,0
Léky na vysoký tlak	47,3	2771,7	104,5	1873,9	87,7	644,4	124,3	1459,9
Antibiotika	47,5	4591,5	79,5	2313,2	108,5	1146,4	138,3	2181,0
Psychoaktivní látky	55,0	3579,7	164,6	2006,2	164,3	1058,8	179,6	1652,1
Jiné	127,0	776,2	86,4	395,3	80,8	69,6	319,5	328,9

Tabulka č. 9: příloha ke grafu č. 2: průměrné koncentrace rtuti v průběhu expozice.

Skupiny	Hg.mg/kg 0 dní	Hg.mg/kg 14 dní	Hg.mg/kg 30 dní	Hg.mg/kg 90 dní
Čežárka E	0,0140	0,0128	0,0310	0,0270
Kontrolní C	0,0220	0,0220	0,0560	0,0713
Kontrolní E		0,0140	0,0700	0,0726
Čežárka C		0,0200	0,0300	0,0236

Tabulka č. 10: příloha ke grafu č. 2: průběh expozice jednotlivých skupin statisticky porovnaný s koncentrací v čase 0.

Čežárka E		
0-14 dní	0-30 dní	0-90 dní
>0,05	<0,05	<0,05 dní
Kontrolní C		
0-14 dní	0-30 dní	0-90
>0,05	<0,05	<0,05 dní
Kontrolní E		
0-14 dní	0-30	0-90
>0,05	<0,05 dní	<0,05 dní
Čežárka C		
0-14 dní	0-30 dní	0-90
>0,05	>0,05	>0,05

Tabulka č. 11 příloha ke grafu č. 2: Porovnání statistické významnosti všech skupin v průběhu expozice.

Porovnávané skupiny		0 dní	14 dní	30 dní	90 dní
Kontrolní C	Čežárka E	>0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Kontrolní C	Kontrolní E		<0,05	>0,05	>0,05
Kontrolní C	Čežárka C		>0,05	<0,05	<0,05
Čežárka E	Čežárka C		<0,05	>0,05	>0,05
Čežárka E	Kontrolní E		>0,05	<0,05	<0,05
Kontrolní E	Čežárka C		<0,05	<0,05	<0,05

9.0 Abstrakt

Bakalářská práce se zabývá posouzením vlivu biologického rybníka napájeného vodou z ČOV na hygienickou kvalitu rybího masa. Cílem bylo vyhodnotit hygienickou kvalitu svaloviny kapra obecného (*Cyprinus carpio*) z rybníka zatíženého odpadními vodami z ČOV z pohledu obsahu toxických kovů, persistentních organických látek a organoleptických vlastností. Sledované ryby pocházely z prostředí napájeném vyčištěnou odpadní vodou z ČOV a kontrolní lokality napájené vodou z řeky Blanice. Ve svalovině ryb byly sledovány koncentrace vybraných toxických kovů (Hg, Cd, Pb, As) a persistentních organických látek (PCB, DDT, HCH, HCB) ve 4 skupinách ryb po 0, 14, 30 a 90 dnech expozice. Výsledky obsahu toxických kovů a POPs byly porovnány s platnými hygienickými limity pro svalovinu ryb. Organoleptické posouzení bylo provedeno na konci experimentu pro vůni, chuť, pachů a konzistenci svaloviny. Veškeré naměřené hodnoty byly v souladu s legislativními předpisy, u žádného z uvedených mikropolutantů nedošlo k překročení maximálního povoleného limitu. Zjištěné koncentrace sledovaných polutantů ve svalovině ryb po 90 dnech expozice dokládají, že odpadní vody z ČOV nejsou významným zdrojem těchto látek v životním prostředí. Odpadní vody z ČOV však představují významný zdroj PPCPs, které zatím nejsou pro svalovinu ryb limitovány závaznými legislativními předpisy.

10.0 Abstract

This bachelor thesis focuses on impact analysis of the biological pond on the hygienic quality of the fish flesh. The main aim was to analyse toxic metals, persistent organic pollutants and organoleptic quality in the muscle of common carp (*Cyprinus carpio*), which was influenced by treated water from the municipal sewage treatment plant (STP). The experimental fish were exposed in biological pond Čežarka supplied by STP treated water and in control pond supplied by water from Blanice river. Toxic metals (Hg, Cd, Pb, As) and persistent organic pollutants (PCB, DDT, HCH, HCB) were analysed in muscle of 4 fish groups exposed for 0, 14, 30 and 90 days. The concentration of toxic metals and POPs were compared with valid hygienic limits for fish meat. An organoleptic evaluation was made at the end of the experiment focusing on the aroma, taste, odd-taste and consistency of fish meat. All measured parameters were in compliance with legislative regulations. Concentration of neither micropollutant exceeded valid hygienic limit. The concentration of observed pollutants in fish muscle after 90 days of exposure showed that the water from sewage disposal plant is not the significant source of analysed substances in the environment. However, the treated water from the STP is significant source of PPCPs, which are not limited for the fish meat by legislative regulations.