Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství

Vliv psychotropních látek na pohybovou aktivitu ryb ve vodním prostředí

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Nicole Cvrčková

Vedoucí práce: doc. Mgr. Ondřej Slavík, Ph.D.

© 2017 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Vliv psychotropních látek na pohybovou aktivitu ryb ve vodním prostředí" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne: _____

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala doc. Mgr. Ondřeji Slavíkovi, Ph.D. za skvělé metodické vedení ve všech fázích tvorby mé diplomové práce a zároveň velkou trpělivost a vstřícnost k mým dotazům. Současně bych ráda poděkovala Ing. Pavlovi Horkému, Ph.D. za vynikající spolupráci při experimetech v rámci mé diplomové práce a současně opět za trpělivý přístup a ochotu.

Vliv psychotropních látek na pohybovou aktivitu ryb ve vodním prostředí

Souhrn

Kontaminace komunálních odpadních vod léčivy představuje významnou globální hrozbu pro sladkovodní i mořské ekosytémy. Léčiva zůstávají biochemicky aktivní i po použití a vyloučení člověkem a dále ovlivňují chování vodních organismů včetně ryb. Cílem předkládané diplomové práce bylo testovat hypotézu, že psychoaktivní látka citalopram ovlivňuje pohybovou aktivitu jelce tlouště *Squalius cephalus* (Linnaeus, 1758). Během osmi týdnů dlouhého laboratorního experimentu bylo sledováno, jak citalopram v koncentraci 1,33 µg/l ovlivňuje pohyb, zrychlení, směr a celkovou vzdálenost plavání testovaných ryb. Exponovaní jedinci se pohybovali nižší rychlostí, vykazovali nižší zrychlení, méně měnili směr pohybu a celkově uplavali kratší vzdálenost. Vliv citalopramu byl průkazný pouze prvních 24 hodin. Lze konstatovat, že na aktivitu jelce tlouště citalopram vykazoval tlumící efekt, což odpovídá i dříve publikovaným údajům.

Klíčová slova: psychoaktivní látky, ryby, jelec tloušť, pohybová aktivita

Effect of the psychoactive compounds on fish movement activity

Summary

Drug contamination of municipal wastewater is a significant global threat to freshwater and saltwater ecosystems. Behavior of the aquatic organisms including fishes is affected by the drugs that remain biochemically active even after use and excretion by human body.

The aim of presented dissertation was to test the hypothesis that psychoactive substance Citalopram affects movement activity of the European chub *Squalius cephalus* (Linneaus, 1758). The influence of Citalopram in a concentration of 1.33 mg / l on movement, acceleration, direction and total distance of fish swimming was observed during the eight weeks long laboratory experiment. Exposed individuals showed slower movement, lower acceleration and motivation to change the direction of movement, and shorter distances of movement. Effect of Citalopram was apparent only during the first 24 hours after the exposition. The results tended to show that Citalopram has a atenuating effect on the activity of the European chub, which corresponds to the previously reported data.

Keywords: psychoactive drugs, fishes, European chub, movement activity

Obsah

1 Úvod **7**

1.1 Problematika vody znečištěné cizími látkami **8**

1.1.1 Hlavní typy látek 8

1.1.1.1 Antibiotika 10

1.1.1.2 Hormonální farmaka 11

1.1.1.3 Psychotropní farmaka 12

1.2 Pohybová aktivita **15**

2 Cíl práce **17**

3 Materiály a Metoda **18**

3.1.1 Příprava experimentu, péče o ryby 18

3.1.2 Popis experimentu 19

3.1.3 Analýza dat 19

4 Výsledky **20**

5 Diskuze **23**

5.1 Citalopram a jeho účinky **23**

5.2 Další známé psychotropní látky působící na pohybovou aktivitu živočichů a člověka **25**

5.3 Další možná rizika pro ryby v důsledku snížené pohybové aktivity vlivem léčiv 26

6 Závěr **27**

7 Literární rešerše **28**

8 Příloha **42**

1 Úvod

Zdraví nebezpečné látky a jejich metabolity ohrožují nejen lidskou populaci, ale také organické přírodní ekosystémy. Kromě vlivu toxických prvků, jakými jsou například olovo a rtuť nebo syntetických produktů jako například DDT a PCB, jejichž vliv byl relativně podrobně popsán v minulosti, je aktuálně zkoumán vliv takzvaných psychotropních látek. Jako psychotropní látky jsou nechvalně známé především syntetické sloučeniny, které jsou ve společnosti užívány pro jejich halucinogenní účinky. Nicméně do této kategorie náleží i velký počet produktů, které jsou využívány ve farmaceutickém průmyslu a humánní medicíně. V případě, že se tyto látky dostávají do životního prostředí živých organismů, mohou zde negativně působit na jejich zdraví a ovlivňovat jejich životní cykly. Jednou z možných cest psychotropních látek zpět do životního prostředí je jejich konzumace lidskou populací. Následné vylučování těchto látek a jejich přítomnost v odpadních vodách způsobuje kontaminaci vodního prostředí. Psychotropní látky se rozkládají v různě dlouhém časovém intervalu a do odpadních vod pronikají trvale a nekontrolovaně, protože doposud nejsou rozšířené technologie na jejich degradaci v čistírnách odpadních vod. Psychofarmaka jsou tak volně vypouštěna do říčních ekosystémů.

V současné době je na celém světě používáno přibližně 4000 léčivých přípravků (Boxall a kol., 2012). Tyto přípravky vstupují do povrchových vod nejen v důsledku konzumace lidskou populací, ale také jako vedlejší produkty průmyslové výroby, veterinární praxe a zemědělské výroby, především akvakultury (Arnold a kol., 2014). Některé látky byly také identifikovány jako velmi silné vodní polutanty. Kontaminace prostředí psychotropními látkami aktuálně vyvolávají vážné obavy, jak působí na vodní ekosystémy a do jaké míry mohou například ovlivňovat chování organismů (Brodin a kol., 2014; Corcoran a kol., 2010; Rosi-Marshall a Royer, 2012). Ve své diplomové práci jsem se zaměřila otázku, jak látka s názvem Citalopram ovlivňuje chování jelce tlouště, v ČR běžného druhu kaprovité ryby.

1.1 Problematika vody znečištěné cizími látkami

Znečištění léčivy je stále více uznáváno jako hlavní celosvětové nebezpečí pro vodní ekosystémy. Různá léčiva vstupují vodními cestami prostřednictvím odpadních vod do vodních ekosystému, ale zůstávají zde biochemicky aktivní (Brodin a kol., 2013). US Geological Survey poskytl první celostátní průzkum pro výskyt léčiv, hormonů a dalších organických nečistot v odpadních vodách (Kolpin, 2002). V práci bylo použito pět nově vyvinutých analytických metod pro měření koncentrací léčiv ve vzorcích vody. Pro analýzu bylo vybráno vodní prostředí, které je přednostně ohrožené kontaminací léčivy a těmi jsou prostředí městských aglomerací a oblasti živočišné výroby. Bylo zjištěno, že 80 % zkoumaných vzorků je znečištěno látkami pocházejícími z léčiv. Nejčastěji byla prokázána přítomnost coprestanolu, cholesterolu, repelentu proti hmyzu, kofeinu a triclosanu (Kolpin, 2002).

1.1.1 Hlavní typy látek

Sladkovodní i mořské ekosystémy znečišťuje mnoho druhů synteticky vyráběných látek. Vlivy některých z nich jsou popsány v této kapitole.

Farmaceutické preparáty byly nalezeny ve vodních systémech na celém světě (Nikolaou a kol., 2007). Většina léčiv je navržených tak, aby rychle působily na cílový organismus, který však většinou opouštějí bez snížené aktivity. Léčiva a další látky tak vstupují do sladkovodních ekosystémů aktivní a působí v plném rozsahu své primární funkce (Hughes a kol., 2013; Sim a kol., 2011; Stackelberk a kol., 2007).

Znečištění povrchových vod je možné sledovat na několika úrovních. Příklady takového působení lze nalézt v řadě prací i z území ČR. Obecnou úroveň znečištění a jeho vliv na kvalitu vody a bentos ve vodním toku Ošetnice hodnotili například Kopp a kol. (2012). Potok Ošetnice je ovlivňován dlouhodobou stavební činností a chemickým ošetřením pozemních komunikací. Vliv pozemních komunikací způsobil pokles koncentrace rozpuštěného kyslíku, zvýšení koncentrace organických látek a dále chlóru, sodíku a vápníku. Od roku 2002, kdy se zvýšila četnost pozemních komunikací, v povodí Olešnice poklesla početnost lososovitých ryb. Jako další z mnoha příkladů znečištění povrchových vod lze uvést vliv těžkých kovů a bifenylů.

a) Těžké kovy

Nejčastěji ve vodním prostředí sledované toxické kovy (tzv. „těžké kovy“) jsou rtuť, kadmium a olovo. Tyto kovy mají negativní vliv na zdraví organismů již při relativně nízkých koncentracích (Fianko a kol., 2007). Nejvíce negativní vliv např. na rybí svalovinu vykazuje jednoznačně rtuť, protože má vysokou schopnost kumulace. To znamená, že největší koncentrace jsou nalézány u starších ryb (Jewett a kol., 2003; Žlábek a kol., 2005). Nejvyšší koncentrace jsou obvykle zjišťovány u dravých druhů ryb, které představují konec potravního řetězce (Svobodová a kol., 1987). Podobně významné nebezpečí představují i prvky kadmium a olovo. Na rozdíl od rtuti se tyto látky nejvíce ukládají v ledvinách a játrech (Čelechovská a kol., 2007). Výskyt toxických látek ve tkáních rybího těla je znám v celosvětovém měřítku. Byly zkoumány například ryby obývající odtok a přítok z nádrže Rapel v Chile (Copaja a kol., 2016). Těžké kovy jako například hliník, měď, železo, mangan, olovo a zinek byly zjištěny v játrech, svalech a žábrách sumce *Trychomycterus aerolatus* (Copaja a kol., 2016). Ve svalech často konzumované asijské ryby hrotočelce *Mastacembelus armatus* byly zjištěné vysoké koncentrace kovů jako mangan, železo, kobalt, nikl, měď a zinek (Javed a Usmani, 2016). Uvedené příklady kontaminace dokládají, že říční prostředí je zatížené těžkými kovy v globálním měřítku, a to ve všech typech sladkovodního prostředí.

V řadě prací byly zkoumány koncentrace kovů také v mořských organismech lovených pro tržní účely (Giandomenico a kol., 2016). Jako příklad sledovaných prvků lze uvést kadmium, měď, arsen, olovo a rtuť, jejichž koncentrace překračovaly hygienické limity. To dokazuje, že kontaminací cizorodými látkami je ohroženo i mořské prostředí.

b) PCB – Polychlorované bifenyly

Polychlorované bifenyly jsou dalším velmi známým příkladem syntetických látek, které vážně ohrožují vodní prostředí. PCB jsou sloučeninou šesti indikátorových kongenerů (příbuzné látky) - K28, K52, K101, K138, K153, K180, K118 (Svobodová a kol., 1987). PCB patří mezi nejstabilnější organické sloučeniny, jejichž rozpustnost ve vodě je nízká, ale naopak se dobře rozpouštějí v tucích a nepolárních rozpouštědlech. PCB jsou lipofilní sloučeniny, a proto je jejich kumulace v organismech významně ovlivňována obsahem tuku v tkáních (Niimi a Oliver, 1989). PCB poškozují endokrinní systém ryb, a proto mohou mít vliv i na poruchy jejich reprodukce (Tyler a kol., 1998). PCB jsou toxické, mohou způsobovat reprodukční a neurologické problémy a jsou navíc karcinogenní. Proto konzumace ryb s

vysokou koncentrací PCB může způsobit zvýšení rizika vzniku rakoviny (Ahmed a kol., 2016). Hlavním nositelem PCB je pro člověka právě konzumace svaloviny ryb (Stagakis a kol., 2016). V minulosti se PCB používaly hlavně v elektronickém průmyslu, strojírenství a chemickém průmyslu. V 80. letech byla jejich výroba zakázána (Svobodová a kol., 1987). V současnosti se tedy PCB do vodního prostředí dostávají hlavně ze starých ekologických zátěží, v důsledků požárů, úniků z transformátorů či kondenzátorů, z barev nebo omítek s obsahem PCB a z úložišť odpadů s obsahem PCB nebo jejich spalováním (*poslední známá ekologická havárie je z roku 2016, kdy se do řeky Labe dostal odstraněný nátěr z mostní konstrukce v Ústí nad Labem)*. Vliv PCB, stejně jako u těžkých kovů, tedy doposud trvá, a je globální. Například ryby z Velkých jezer (USA) jsou významně kontaminovány PCB, což bylo prokázáno dokonce na vzorcích ryb určených ke konzumaci a nabízených v prodejnách ryb (Haslam a kol., 2016).

PCB jsou i velmi často zjišťovány ve tkáních ryb z říční sítě ČR. Například Randák a kol. (2015) uvádějí vysoké hodnoty PCB ve svalovině cejna velkého, které byly v ČR zjištěny na řece Odře pod Ostravou, v Labi pod Ústím nad Labem a v přehradní nádrži Mušov na řece Dyji. Nejvyšší hladina PCB na území ČR byla zjištěna v lokalitě přehradní nádrže Žermanice u úhoře říčního. Důvodem vysoké kontaminace úhořů je vysoký obsah tuku v jeho tkáních, protože např. cejn velký ze stejné lokality zvýšenou kontaminaci nevykazoval. Podobně jako těžké kovy, i PCB ovlivňují zdraví mořských ekosystémů (Cresson a kol., 2016).

c) Farmaka

1.1.1.1 Antibiotika

Jak bylo již uvedeno, farmaceutické produkty jsou pro vodní ekosystémy aktuální hrozbou, jejíž význam, např. oproti těžkým kovům a PCB, byl vědecky prokázán výrazně později. Jednou z takovou skupin jsou antibiotika. Čechová a Janalíková (2007) antibiotika charakterizují jako přirozené látky produkované mikroorganismy, které v malých koncentracích potlačují životní procesy buňky. Antibiotika mají toxický účinek nejen na buňky mikroorganismů, ale i rostlinné a živočišné buňky. Vyznačují se selektivní toxicitou. Selektivní toxicita je dána strukturou molekuly účinné látky, propustností membrán pro antibiotikum a ve schopnosti buňky obejít metabolickou dráhu blokovanou antibiotikem. Terapeutické a sub-terapeutické používání antibiotik při chovu hospodářských zvířat je běžnou praxí po celém světě (Tasho a Cho, 2016). Tyto bioaktivní organické sloučeniny mají

krátkou dobu uchování a částečnou absorpci do metabolického systému zvířat (Tasho a Cho, 2016). Protože při chovu ryb v podmínkách intenzivní akvakultury dochází často k výskytu bakteriálních onemocnění (důsledek vysoké koncentrace ryb na malém prostoru), jsou rybám často podávána antibiotika. Očkování je jedním z nejúčinnějších způsobů, jak zabránit infekčním chorobám v akvakultuře, ačkoliv vývoj účinných vakcín je však stále omezený, zejména pro polyvalentní vakcíny, které jsou účinné proti více druhům chorob (Peng a kol., 2016). Vážnou hrozbu pro lidské zdraví má podávání antibiotik rybám především v asijských zemích, kde nejsou stanoveny nebo dodržovány hygienické limity běžné pro evropský region. Velká pozornost byla v minulosti věnována například kontaminaci antibiotiky u sumců rodu Pangasius v Asii (Jansonboob a kol., 2016). Výskyt a distribuce sulfonamidu a tetracyklinu jsou zdrojem znečištění i vody čínském Pekingu (Xu a kol., 2016).

Podobně je antibiotiky kontaminováno i mořské prostředí. Některé z komerčních rybích farem, nacházejících se u Černého moře v Turecku, byly testovány v roce 2012-2014 na přítomnost bakterií. Bakteriální látky izolované z ryb byly testovány podle standardních biochemických testů a rychlých diagnostických testů. Všechny kmeny byly identifikovány podle sekvencování genů 16S r RNA. Ze vzorků byly kultivovány kmeny *Vibrio anguillarum, Vibrio fluvialis, Photobacterium damselae subsp. piscicida, Pseudomonas luteola, Lactococcus garvieae, Streptococcus iniae, Aeromonas hydrophila, a Yersinia ruckeri* a vzorky prokázaly citlivost na florfenikol, trimethoprim, sulfamethoxazol, oxitetracycline a enrofloxacin, a zároveň byly rezistentní (odolné) vůči linkomycinu, penicilinu G a amoxicillinu (Ture a Alp, 2016). Rezistence vůči antibiotikům se následně může přenášet i na člověka, protože rezistence vůči antibiotikům se ukázala jako zásadním faktorem při léčbě pacientů na JIP (Kollef, 2006).

1.1.1.2 Hormonální farmaka

Jak uvádějí Randák a kol. (2015) hormonálně aktivní jsou takové látky, které mají vliv na hormonální soustavu organismů. Hormony vyplavované do organismu nasedají na specifické receptory a tím spouštějí určité fyziologické procesy. Pokud se tedy označí za hormonálně aktivní nějaká cizorodá látka, je schopna aktivovat odpovídající receptory. Mezi cizorodé hormonálně aktivní látky (*xenohormony*) patří některé pesticidy, látky vyskytující se v kosmetických přípravcích, v lécích v hormonální antikoncepci, v čisticích prostředcích a v plastech (Randák a kol., 2015). Evropská komise vytvořila seznam 564 látek, které jsou podezřelé jako xenohormony (Grashart a Okkerman, 2000). V povrchových vodách po celém

světě byly naměřeny koncentrace estrogenů, u nichž je prokázán účinek na živé organismy (Ternes a kol., 1999). Např. únik hormonálních látek do vodního prostředí způsobil nedokončený růst pohlavních orgánů u samců aligátorů na americké Floridě (Guilette a kol., 1996). Stejně tak byly popsány případy kontaminace hormonálními farmaky z ČR. Například na Karvinsku byly u raků objeveny pohlavní změny vedoucí k neplodnosti vlivem uhelných kalů (Bláha a kol., 2004).

1.1.1.3 Psychotropní farmaka

Psychotropní látky jako jsou anxiolytika, sedativa, hypnotika a antidepresiva, patří mezi nejvíce předepisované látky na světě. Výskyt těchto látek v prostředí, stejně tak jako jejich nežádoucí účinky, které mohou mít na necílové organismy, zdůvodňuje rostoucí obavy ze znečišťování životního prostředí (Chiffre a kol., 2016). Psychoaktivní látka je látka ovlivňující vědomí, chování a náladu. Ovlivňuje některé z neurotransmiterových systémů a to tak, že buď zvyšují, nebo naopak snižují účinnost neurotransmiterového přenosu. Při nadužívání a zneužívání hrozí i nebezpečí závislosti (Hartlová a Hartl, 2000). Kupříkladu marihuana patří mezi celosvětově nejvíce používané psychoaktivní látky (Zimming, 2005). Psychotropní látky jsou běžně předpisovanými léky na celém světě. Tato široká skupina sloučenin představuje velkou rozmanitost struktur a vlivů. Jsou předepisovány na léčbu deprese, úzkosti, nespavosti, epilepsie a Alzheimerovy choroby. Látky obsažené v těchto lécích mají vliv na centrální nervový systém. Ve větší míře jsou tyto látky návykové. V USA jsou nejpoužívanějšími psychofarmaky na lékařský předpis Ritalin, Dexearin a Aderall (McCabe a kol., 2005). Mezi hlavní důvody jejich užívání patří podpora koncentrace, zvýšení bystrosti a prožitek euforie (Teter a kol., 2005). Stejně jako v celosvětovém měřítku, také na vysokých školách v České republice je nejvíce užívaná marihuana, potom následuje LSD, houby lysohlávky (*Psilocybe serbica*), extáze, sedativa a až potom následují psychofarmaka (Csémy a kol., 2004). V současnosti dochází k významnému rozvoji nových, dosud neznámých psychotropních látek, které jsou distribuovány pod marketingovými jmény jako Funky, Cherry Cocolino či Spice. Tyto látky svými účinky napodobují již nelegální drogy jako je kokain, heroin, metamfetamin, marihuana, MDMA, LSD nebo ketamin (Carroll a kol., 2012). Mezi společná rizika užívání psychotropních látek patří zejména předávkování, protože předávkování hrozí i lidem, kteří na droze nejsou závislí, ale pouze s ní experimentují. Předávkování bývá časté u pervitinu, u organických rozpouštědel a opiátů. Dalším rizikem může být i otrava příměsemi. Při užívání drog nitrožilně hrozí těžké otravy, zanešení infekce

do těla, přenos žloutenky a HIV a riziko embólie. Návykové látky rovněž poškozují plod, lidé se pod vlivem návykové látky dopouštějí trestné činnosti, způsobují dopravní nehody nebo se naopak stávají snadnou obětí zločinců. Uvedené látky mohou zapříčinit i poruchy duševního zdraví a v neposlední řadě vyvolávají závislost (Nešpor, 2001).

Přítomnost farmaceutických výrobků je sice v mnoha studiích potvrzena, ale o dopadu těchto látek na živé organismy není doposud dostatek informací (Abreu a kol., 2014). I když jsou tato léčiva navržena tak, aby došlo k jejich následnému účinnému odstranění z lidského těla, mohou se potenciálně přenést na živočichy žijící volně ve vodě (Heynen a kol., 2016), kde jsou také běžně detekována (Brieudes a kol., 2013). V současnosti jsou stále běžnější analýzy komunálních odpadních vod. Tyto analýzy ukazují, kde, kdy a v jaké míře je ta která droga používána. Například u australského města s počtem obyvatel 1,2 milionu nalezli 4 stimulanty (kokain, MDMA, metamfetamin a amfetamin), 6 opioidů (kodein, morfin, heroin, fentalyn, oxykodon a methadon), 11 psychoaktivních látek a konopí (Tscharke a kol., 2016). Odhad užívání léků je založen na základě statistických údajů z nemocnic a lékáren. Analýza odpadních vod poskytuje důležité údaje o zneužívání a užívání léků (Mackuľak a kol., 2016). Na Slovensku byly nejvíce zatíženy tramadolem města Zvolen a Piešťany (Mackuľak a kol., 2016).

Psychotropní látky jsou lidským organismem vylučovány částečně ještě jako aktivní do vodního prostředí, kde vážně ohrožují vodní organismy, a především mění jejich přirozené chování. Taková změna může ovlivňovat nejen jedince, ale mít negativní vliv na přirozený vývoj celé populace. Chiffre a kol. (2016) zjistili, že všech šest studovaných látek (valproát, cymemazine, citalopran, sertralin, oxazepam a fluoxetin) mělo vliv na pohybovou aktivitu larev ryby druhu medaka japonská *Oryzias latipes* (Temminck & Schlegel, 1846). Navíc Abreu a kol. (2016) prokázali, že i přes svou škodlivost pro organismus psychotropní látky jako diazepam, fluoxetin, risperidon a buspiron ryby lákají. Ačkoliv antidepresiva vykazují poměrně nízkou akutní toxicitu, významně mění chování ryb. Jak prokázali Bisesi a kol. (2014), vystavení ryby účinku antidepresiva fluoxetinu způsobilo pokles hladiny serotoninu v mozku a následně snížilo schopnost ryb zachytit kořist. Jak zdravotní riziko byl prokázán i výskyt antihistaminik (léky na alergii) ve vodním prostředí, kde se dostávají především do těl bezobratlých, především hmyzu. Bezobratlí používají histamin jako neurotransmiter (Hashemzaden-Gargari a Freschi, 1992; Rosi-Marshall a Royer, 2012). Vodní hmyz je kořistí pro řadu predátorů včetně ryb, kteří jsou antihistaminiky také kontaminováni (Mogren a kol., 2013).

Z nadměrného užívání serotogenních léků vzniká vážné, život ohrožující onemocnění zvané serotoninový syndrom. Tento syndrom byl objeven i u zvířat (Steward a kol., 2013).

Kalichak a kol. (2016) zjistili, že fluoxetin, risperidon a diazepam ovlivňují počáteční vývoj ryby dánio pruhované *Danio rerio* (Hamilton-Buchanan, 1822). Tyto léky zvýšily tepovou frekvenci a úmrtnost larev dánií včetně počátečního omezení jejich líhnutí z jiker. Předpokládá se, že vajíčka a larvy dánií absorbovaly tyto léky a ty pak ovlivnily činnost centrální nervové soustavy. Látky diazepam a fluoxetin způsobily, že u dánia pruhovaného byl potlačen stres (de Abreu a kol., 2014). Biokoncentrace u člověka a následný přenos na vodní organismus byl u oxazepamu potvrzen jak u okouna říčního (*Perca fluviatis*), tak u larvy šídla velkého (*Aeshna grandis*) (Heynen a kol. 2016).

Paroxetin způsobil poškození DNA u *Mytilus edulis* a fluoxetin měl za následek genotoxicitu, imunotoxicitu a cytotoxicitu (Lacaze a kol., 2015). Selektivní inhibitory zpětného vychytávání serotoninu (SSRI) jsou psychotropní látky, které mění náladu (Kellner a kol., 2015). Používají se při léčbě deprese a jiných psychických onemocněních. Mnohé z nich jsou špatně odbourávány v čistírnách odpadních vod a do životního prostředí se dostávají nezměněny, kde ovlivňují širokou škálu vodních organismů. Např. například látka citalopram ovlivňuje potravní chování koljušky tříostné *Gasterosteus aculeatus* (L., 1758) tak, že vzájemné napadání jedinců mezi sebou se o 40 % zmírnilo (Kellner a kol., 2015). Jinými slovy citalopram snižuje agresivitu a má tedy potenciál ovlivňovat emoční stav ryb. V Japonsku byly v rybích tkáních v ledvině, mozku a plasmě nalezeny nesteroidní protizánětlivé léky, antibakteriální činidla a psychotropní látky (Tanoue a kol., 2014).

Přítomnost drog jako kokain, kanabioidy, nikotin a kofein byla potvrzena i ve vzduchu, který byl analyzován na polích, školách, obytných domech i kancelářích (Cecinato a kol., 2014). Kokain a jeho metabolity jsou převládajícími psychotropními látkami ve vodním prostředí. Způsobují sladkovodnímu mlži *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) destabilizaci lysosomových membrán, inaktivaci obranných enzymů, zvýšení peroxidace lipidů, karbonylaci bílkovin a fregmentaci DNA (Parolini a Binelli, 2013).

Lze tedy shrnout, že psychoaktivní látky jsou jedny z nejvíce celosvětově používaných látek, které navíc velmi často kontaminují povrchové vody. Pro vodní organismy proto představují vážné nebezpečí, které se projevuje především ovlivněním činnosti centrální nervové soustavy a chování. Jedním z typů chování řízeným centrální nervovou soustavou je pohybová aktivita. Lze proto předpokládat, že vliv psychoaktivních látek bude pohybovou aktivitu ovlivňovat.

1.2 Pohybová aktivita

Pohybová aktivita je podstatou odhadu velikosti domácího okrsku - plochy, která je nezbytná k uspokojení všech potřeb zvířat během 24 hodin (Mace a kol., 1983). Základním předpokladem pro stanovení významu domácího okrsku je skutečnost, že pohybová aktivita odpovídá energetickým nárokům jedince (Harestad and Bunnel, 1979). Např. v jezerních ekosystémech, které jsou obecně na potravu chudé, ryby mají větší domácí okrsky v řekách, kde je potravy více, a navíc je k rybám přinášena s proudem vody (Minns, 1995). Pohybová aktivita také může být odpovědí na snahu zvířat změnit určitý typ prostředí např. pohybovat se mezi zátokou a hlavním tokem (Harvey and Nakamoto, 1999).

Pohybová aktivita je také výsledkem vztahů mezi organismy. U živočišných druhů se vyvinuly různé formy pro různé typy chování, což usnadňuje soužití mezi konkurenty i ve vztahu mezi predátory a kořistí (Dayan a Kronfeld-Schor, 2003). Princip vyhýbání se konkurenčnímu nebo predačnímu tlaku je velmi zřetelný na individuálně variabilní denní a noční aktivitě a posunu mezi těmito fázemi 24 hodinového rytmu. Pohybová aktivita je proto velmi důležitá behaviorální charakteristika, která např. zajišťuje kompromis mezi získáváním potravy a vyhýbáním se predátorům. Pokud zvířata soutěží o prostředky, jejich konkurenční chování a strategie může být vyjádřena jako změna pohybové aktivity (Werner a Anholt, 1993). Aktivnější zvířata se ve větší míře setkávají s potravou (Olsson a kol., 2002; Brodin, 2008; Liebold a Dibble, 2011). Míru aktivity lze vysvětlit jako předvídatelné chování zvířat vůči změnám podmínek vnějšího prostředí (MacArthur a Pianka, 1966). Aktivní jedinci sice vykazují vyšší míru pro získávání potravy, ale také vyšší míru ohrožení predátory (Brodin a kol., 2008). Proto zvířata vykazují sníženou aktivitu v důsledku stresu vyvolaném přítomností predátora (Brodin a Johansson, 2004; Brodin a kol., 2006).

Když jsou přírodní zdroje postupně omezovány, dochází ke zvýšení konkurenčního prostředí (Keddy, 1989). Avšak soutěž o omezené zdroje je energeticky náročná, a proto se zvířata snaží přímé konkurenci vyhnout (Schoener, 1974). Pokud zvířata využívají stejné zdroje (např. potravu v určitém prostředí), snaží se místa navštěvovat v takovém časovém intervalu, který jejich konkurenční konflikty omezí (Konfeld-Schor a Dayan, 1999). To se projevuje různě intenzivní pohybovou aktivitou během střídání světla, tmy a soumraku. Proto je střídání světla a tmy pro prostorovou distribuci ryb v určitém prostředí nejdůležitějším faktorem (Reebs, 2002). Pohybová aktivita může být cirkadiální (24 hodin) (Kronfeld-Schor a Dayan, 2003) nebo diurnální (vázána přímo na střídání světla a tmy) (Tesch, 2003). Někteří jedinci přirozeně volí vyšší pohybovou aktivitu převážně v noci a jiní naopak ve dne (Alanärä

a Brannäs, 1997) a některé druhy ryb jako např. sumec jsou často aktivní v obou fázích rytmu (Slavík a Horký, 2012). Např. pro lososovité druhy ryb je noční příjem potravy bezpečnější z ohledem na nebezpečí od predátorů, ale nezajistí jim dostatek denního příjmu (Metcalfe a kol., 1999). Protože tedy preferují žraní za soumraku (kdy se vyrovnává nižší vliv predačního nebezpečí a nižší viditelnost pro ulovení kořisti), v tuto dobu jsou aktivnější) přijímají potravu) dominantní pstruzi a lososi, zatímco ve dne (vyšší predační riziko) nebo v noci (nízká dostupnost potravy) přijímají potravu subdominantní jedinci (Metcalfe a kol., 1999). Aktivita zvířat je proto také ovlivněna vzájemnými vztahy ve skupině. Ryby také mohou vykazovat vyšší pohybovou aktivitu, pokud jsou na nižší úrovni sociálního žebříčku (Goméz-Laplaza a Morgan, 2003).

Šíření a migrace jsou také jedny z příkladů významných pro přetrvávání populace v čase (Sih a kol., 2011). Jednotlivci, kteří projevují aktivnější, odvážnější a asociální chování, mají větší tendenci migrovat (Fraser a kol., 2001). Aktivnější zvířata ve větší míře brání své území (Sikkel a Kramer, 2005).

2 Cíl práce

Obecným cílem práce bylo stanovení krátkodobého a chronického stresu vyvolaného psychotropními látkami (léčivy, farmaky) obsaženými ve vodním prostředí. Farmaka se dostávají do vodního prostředí z komunálního odpadu, protože nejsou dostupné technologie na jejich deaktivaci. Vodní organismy jsou tak vystaveny krátkodobému zatížení těmito látkami v komunálních odpadních vodách (např. v důsledku sezónních turistických cyklů) nebo chronickému zatížení pod velkými městskými aglomeracemi.

Základní hypotéza ověřovaná v rámci DP byla, že tyto látky vyvolávají stres, který ovlivňuje chování ryb. Dále byla testována hypotéza, že vliv citalopramu ovlivňuje pohybovou aktivitu u v ČR původní kaprovité ryby, jelce tlouště *Squalius cephalus* (Linnaeus, 1758).

3 Materiály a Metoda

Měření pohybové aktivity je jedním z nejpoužívanějších metodických postupů pro stanovení individuální nebo skupinové charakteristiky ryb, který je využíván i pro testování vlivu různých látek. Obecně lze uvést, že pohybová aktivita ryb byla např. sledována v souvislosti s diurnálními rytmy a změnou světelné intenzity (De Mattos a kol., 2016), prostředím trvalé tmy v jeskynních (Trajano a Menna-Berto, 2005), dále sociálním prostředím (Slavík a kol., 2016), individuálními charakteristikami jako např. hmotnost (Mikolajewski a kol., 2004) a ontogenitickým vývojem (Di Rosa a kol., 2015).

Měřením pohybové aktivity a antipredačního chování se např. zabýval Jonsson a kol. (2014), pro testování vlivu antihistaminika hydroxyzinu na larvy motýlice. Podobně byla měřena aktivita okouna říční *Perca fluviatilis* (Linnaeus, 1758) vystavenému účinku oxazepamu (Brodin a kol., 2014).

3.1.1 Příprava experimentu, péče o ryby

K experimentu bylo celkem použito 80 (40 kontrola a 40 expozice) velikostně vyrovnaných jedinců jelce tlouště *Squalius cephalus*, ve věku cca 1 roku. Mezi kontrolní a experimentální skupinou nebyly nalezené statisticky významné velikostní rozdíly (délka těla v průměru 7 cm, celková délka 9 cm a hmotnost 5,5 g). Experimentální jedinci byli náhodně vybíráni z 200 exponovaných a 200 kontrolních ryb. Ryby byly chované v celkem čtyřech identických akváriích. Každé z nich obsahovalo 100 jedinců ve 200 litrech vody. Kontrolní jedinci byli chováni ve vodě z vodovodního řádu bez dalších přidaných látek. Exponovaní jedinci byli chováni v oddělené laboratoři s vodou z vodovodního řádu, do které byl přidávaný Citalopram. Průměrná koncentrace citalopramu v akváriích byla ověřená kontrolními odběry v průběhu pokusu a dosahovala 1,33 μg/l. V průběhu experimentu probíhala denní kontrola ryb, během které byly nakrmeny ad libitum komerčně dostupným granulovaným krmivem. Každý druhý den probíhala výměna 150 litrů vody. Po jejím dokončení byla doplněná koncentrace citalopramu přidáním požadovaného množství ze zásobního roztoku. Voda byla udržovaná při průměrné teplotě 20 °C vnější temperací. Prokysličení vody bylo zajištěno kompresorem. Osvětlení akvárií bylo udržováno automaticky v režimu 12:12 (světlo/tma).

3.1.2 Popis experimentu

Experiment probíhal 8 týdnů. Ryby byly exponované po dobu 6 týdnů a následně dva týdny probíhala depurace. Behaviorální testy byly prováděny 1 den (24 h po expozici), 7, 21, 42 a 56 den (po depuraci). Pro každý testovací den bylo náhodně vybráno 8 kontrolních a 8 exponovaných jedinců, kteří byli pro snazší identifikaci po dobu testů držení jednotlivě v malých nádržích o objemu cca. 5 litrů. Každý jedinec byl vystaven celkem čtyřem různým behaviorálním testům, mezi kterými byl vkládaný zpět do původní individuální nádrže k odpočinku.

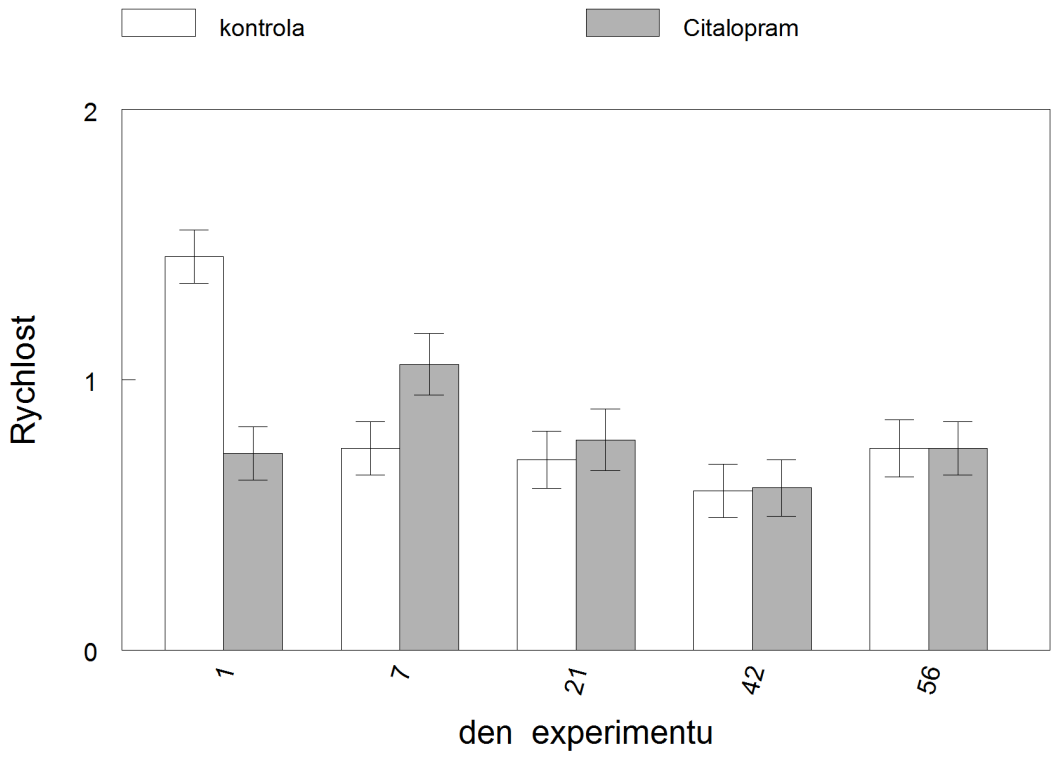
Jedním z těchto testů byl tzv. boldness test, během kterého byly vyhodnocené i pohybové parametry pro mojí diplomovou práci. Test probíhal v obdélníkové nádrži o rozměru dna 20 x 30 cm, naplněné do výšky 10 cm vodou. Nádrž byla přibližně v ¼ rozdělena přepážkou s uzavíratelným průchodem. Menší část nádrže tvořila uzavřený úkryt, do kterého byla ryba vložená a ponechaná 5 minut za účelem habituace. Po uplynutí této doby byl otevřený průchod do volného prostoru a po dobu 15 minut bylo sledováno chování jedince ve volném prostoru. Během této fáze byla ryba natáčená kamerou (GoPro Hero) shora za účelem analýzy pohybu. Záznam z kamery byl vyhodnocený pomocí softwaru Lolitrack (Loligo Systems). Analyzovány byly následující parametry: celková ujetá vzdálenost, průměrná rychlost, průměrné zrychlení a průměrná změna směru pohybu.

3.1.3 Analýza dat

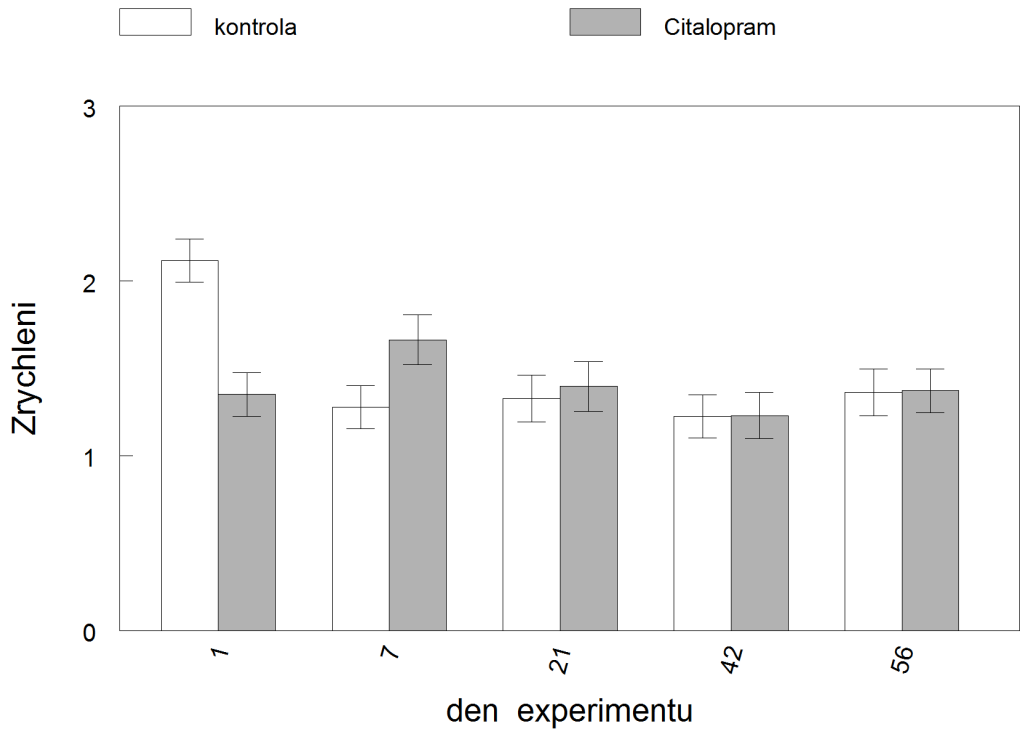
Zpracování a analýza dat byly realizované pomocí programu SAS verze 9.4 (Statistical Analyses System; www.sas.com). Každá závislá proměnná (celková vzdálenost, průměrná rychlost, průměrné zrychlení a průměrná změna směru pohybu) byla hodnocená samostatným modelem s využitím procedury MIXED. V obou procedurách byly závislé proměnné modelované se započítáním náhodných faktorů identifikujících jedince v průběhu pokusu.

4 Výsledky

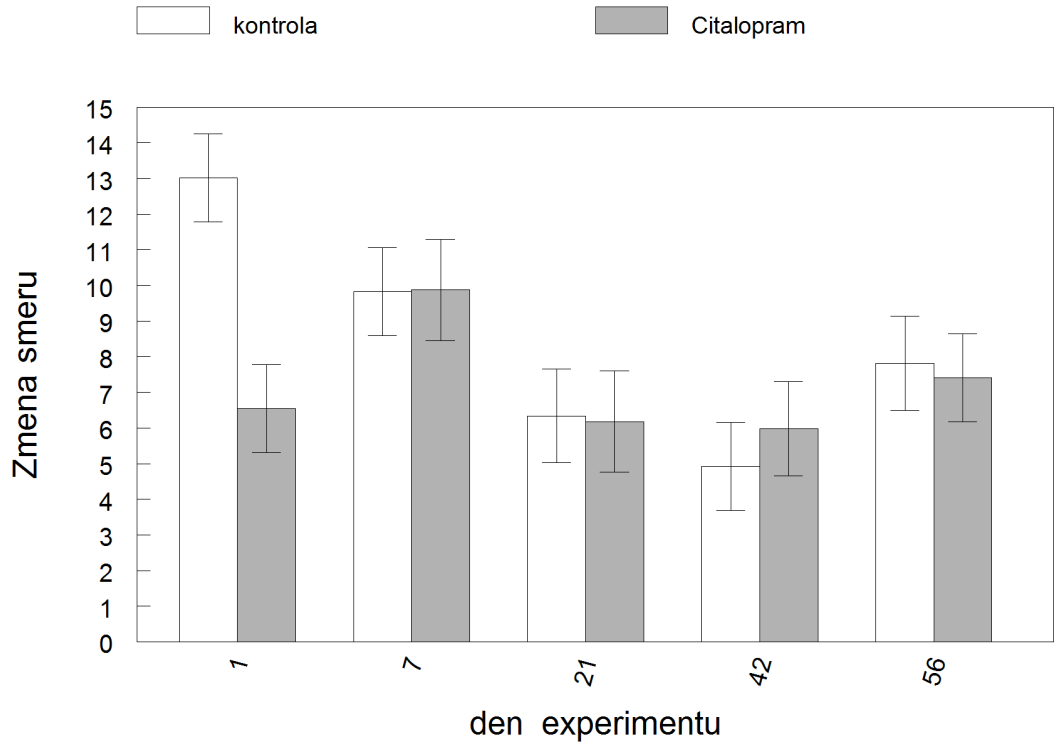
Tloušti vykazovali ve všech sledovaných parametrech odlišnosti mezi kontrolní a exponovanou skupinou, vystavenou působení citalopramu. Odlišnosti však byly prokazatelné pouze první den sledování, tedy 24 hodin po expozici. V tomto období se exponovaní jedinci pohybovali nižší rychlostí ($F_{9, 73} = 6.62$, $P < 0.0001$; Obr. 1), vykazovali menší zrychlení ($F_{9, 73} = 4.59$, $P < 0.0001$; Obr. 2) a také méně měnili směr pohybu ($F_{9, 73} = 3.74$, $P < 0.0007$; Obr. 3). Zároveň exponovaní jedinci v průběhu pokusu ujeli menší celkovou vzdálenost ($F_{9, 73} = 5.00$, $P < 0.0001$; Obr. 4). V následujících termínech sledování, tj. 7, 21, 42 a 56 den již rozdíly v chování mezi exponovanou a kontrolní skupinou nebyly prokazatelné (Adj. $P > 0.05$).



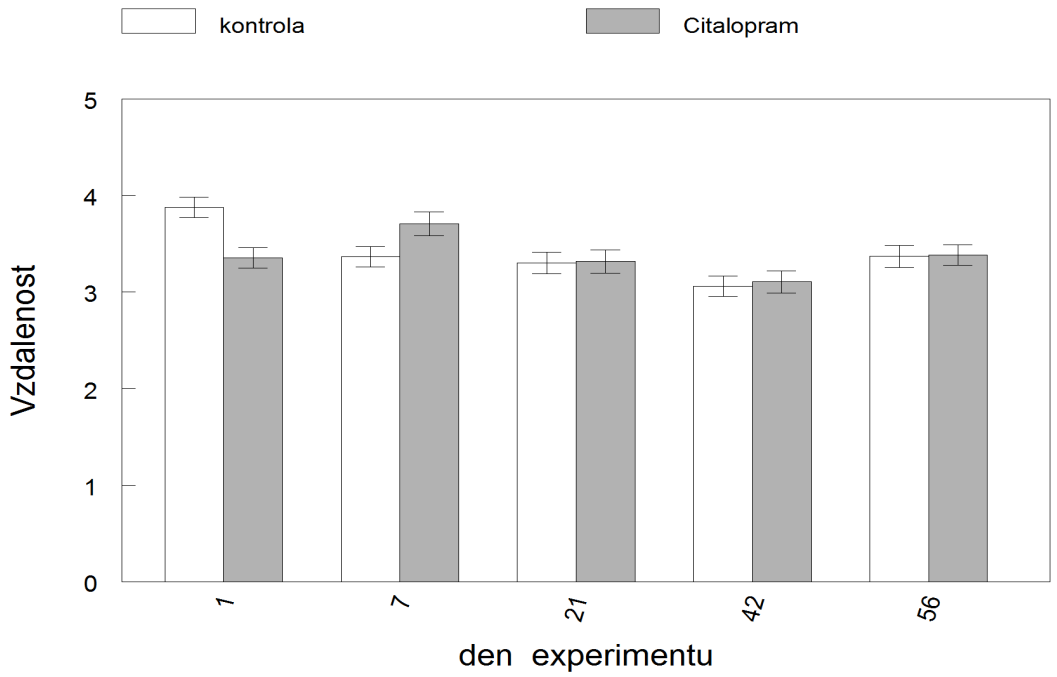
Obr. 1: Rychlost pohybu kontrolních a exponovaných jedinců jelce tlouště v průběhu experimentu.



Obr. 2: Zrychlení pohybu kontrolních a exponovaných jedinců jelce tlouště v průběhu experimentu.



Obr. 3: Změna směru kontrolních a exponovaných jedinců jelce tlouště v průběhu experimentu.



Obr. 4: Celková vzdálenost přesunů kontrolních a exponovaných jedinců jelce tlouště v průběhu experimentu

5 Diskuze

Chování ryb je ovlivněno faktory přírodního (např. teplota, intenzita světla, rychlost proudění a průtok, fáze měsíce, obsah rozpuštěného ksylíku, pH), a sociálního (např. početnost, velikost těla, sociální a emoční status, motivace) prostředí a ontogenetickými fázemi vývoje (např. embryonální, larvální a juvenilní fáze, dospělost a reprodukce). Jak naznačuje dosavadní výzkum, na všechny tyto skupiny faktorů mohou ryby reagovat odlišně od původních modelů chování pod vlivem cizorodých látek. Jedním z mnoha typů cizorodých látek jsou léčiva, které společně s odpadními vodami vstupují do vodních ekosytémů, kde dále zůstávají biochemicky aktivní (Brodin a kol., 2013). Léčiva jsou jedněmi z nejpoužívanějších syntetických látek v humánní medicíně a jejich vliv na přírodní ekosystémy je tedy globální (Nikolaou a kol., 2007). Ve své diplomové práci jsem se zaměřila na vliv antidepresiva s názvem citalopram na pohybovou aktivitu (rychlost pohybu, zrychlení pohybu, změnu směru a celkovou vzdálenost přesunů) v ČR původního druhu jelce tlouště.

5.1 Citalopram a jeho účinky

Analýza údajů o pohybové aktivtě jelce tlouště prokázala, že citalopram má statisticky významné účinky především v počátečním časovém období expozice. První den testu byla rychlost pohybu, zrychlení, změny směru pohybu a celková délka přesunů exponovaných jedinců vždy nižší než u kontrolních jedinců.

Citalopram patří mezi selektivní inhibitory zpětného vychytávání serotoninu, což jsou psychotropní látky, používané k léčbě deprese a jiných psychologických nemocí Kellner a kol. (2015). Ačkoliv byl v poslední dekádě vliv citalopramu na chování ryb sledován, údajů pro srovnání mých výsledků není mnoho. Shodně s našimi výsledky Chiffre a kol. (2016) uvádějí, že citalopram měl vliv na pohybovou akivitu larvy ryby medaky japonské *Oryzias latipes*. Autoři zjistili, že pod vlivem citalopramu larvy uplavaly celkovou kratší vzdálenost a byly méně pohyblivé. Olsen a kol. (2014) uvádějí, že citalopram má anxilotycký účinek (to znamená, že odstraňuje či potlačuje úzkost nebo emoční stres) u živorodky duhové *Poecilia reticulata* (Peters 1859) Takový účinek je v případě antidepresiv všeobecně znám a očekáván, neboť za tímto účelem byla antidepresiva v humánní medicíni vyvinuta.

Jako další účinek citalopramu bylo popsáno snížení agresivity. Např. Lepage a kol. (2005) uvádějí, že citalopram potlačoval agresivní chování u pstruha duhového *Oncorhynchus*

mykiss (Walbaum, 1792). Dále bylo zjištěno, že vzájemné souboje a napadání při soutěži o potravu u koljušek tříostných *Gasterosterus aculeatus* (Linnaeus, 1758) byly nižší až o 40 % (Kellner a kol., 2015). Naopak Holmberg a kol. (2011) zjistili, že citalopram neměl průkazný účinek na agresivitu či sexuální chování u pstruha duhového. Avšak i sami autoři výsledek své práce relativizují vzhledem k použitým nízkým koncentracím ve vodním prostředí.

Vliv citalopramu byl popsán i u dalších nehumánních obratlovců; např. tlumí pohybovou aktvitu krys v otevřeném prostoru (Kugelberg a kol., 2002) a obecně i sexuální funkce potkanů (Foreman a kol., 1989). Tento vliv citalopramu byl popsán i v humánní medicíně. Citalopram je totiž známý jako tak zvaný SSRI – selektivní inhibitor zpětného vychytávání serotoninu, který, jak je u lidských pacinetů obecně známo, tlumní sexuální funkce (Stahl, 2011). Caldwell a Miczek (2008) dále zjistili, že citalopram utlumuje agresivitu u myší, stejně jako u laboratorních krys (Rudissaar a kol., 1999). Citalopram je také používán na léčbu agresivní kompulsivní (napište, co je to kompulzivní) poruchy v humánní medicíně (Reist a kol., 2003).

Drogy a různé jiné látky působí na organismus jen po určitou dobu. Jak už bylo zmíněno, v našem experimentu zaměřeném na pohybovou aktivitu měl citalopram statisticky prokazatelný účinek pouze prvních 24 hodin. Podobně, časově omezený účinek citalopramu byl prokázán u myší, kde však vliv přetrvával dva týdny (Caldwell a Miczek, 2008). Statisticky průkazné působení citalopramu na pohybovou aktivitu krys bylo dokonce popsáno pouze po dobu jedné hodiny (Kugelberg a kol., 2002). Je tedy zřejmé, že citalopram má u různých živočichů různou dobu působení, nicméně lze spekulovat, že obecně působí spíše bezprostředně po intoxikaci.

Z výše uvedených informací lze odvodit, že citalopram výzmaně ovlivňuje chování organismů. Konkrétně u ryb pohybovou aktivitu a agresivitu. Oba dva faktory jsou zásadními prvky behaviorální ekologie ryb, protože agresivita je nezbytná k obhajobě zdrojů (úkryt, teritorium, potrava a sexuální partneři) a pohybová aktivita zajišťuje schopnost tyto zdroje nalézt a získat (Huntingford a kol., 2012). Omezení těchto behaviorálních reakcí má bezpochyby vliv nejen na konkrétní jedince (např. neschopnost úniku před predátorem, získání a obhájení zdrojů), ale i přirozený reprodukční vývoj druhových populací a společenstev.

Odhadnout vliv citalopramu vlastně není složité, protože jeho účinky jsou dobře známé z hummánní medicíny. V současné době nejsou účinky citalopramu známé pouze specializovaným vědeckým skupinám odborníků, ale lze je snadno nalézt i na mediálních sítích (např. www.drugs.com, 2000-2017). Z těchto všeobecných zdrojů vyplývá, že humánní

medicína popisuje mnoho nežádoucích účinků, jako je např. bolest hlavy, ztráta koncentrace, problémy s pamětí, sucho v ústech, ospalost, zvýšené pocení, necitlivost či mravenčení v končetinách, zvýšená chuť k jídlu nebo naopak zažívací potíže (nevolnost, průjem, nadýmání), dále rychlý srdeční tep, pocit nejistoty, pocit nachlazení (rýma, kašel) a dále i potíže s dosažením orgasmu. V souhrnu lze konstatovat, že kontaminace vodního prostředí látkou citalopram je závažným problém pro zdravotní stav jedinců i ekologii populací. Popis vlivu citalopramu, ke kterému přispěl i náš výzkum je však pouze menší částí problému. Mnohem obtížnějším krokem je snížení spotřeby citalopramu lidskou populací, a především účinná degradace tohoto léčiva v odpadních vodách.

5.2 Další známé psychotropní látky působící na pohybovou aktivitu živočichů a člověka

V následujícím textu bych chtěla zdůraznit skutečnost, že změna pohybové aktivity není výlučnou vlastností citalopramu, ale také dalších léčiv nebo látek obecné povahy (např. serotonin). Bylo například prokázáno, že pohybová aktivita okouna říční *Perca fluviatilis* (Linnaeus, 1758) je snížena vlivem oxazepamu (Brodin a kol., 2014). Stejně tak se aktivita sníží u larvy motýlice po podání hydroxyzinu (Jonsson a kol., 2014). Dále bylo prokázáno, že pohybovou aktivitu snižují i anestetika. Rybám se nejčastěji jako anestetikum podává trikain a bylo zjištěno, že rychlost jeho působení závisí na osvětlení, např. u pražmana zlatého *Sparus aurata* (Linnaeus, 1758; Vera a kol., 2013). Kuz'mina a Garina (2013) zkoumali injekční podání serotoninu a jeho vliv na pohybovou aktivitu a zjistili, že serotonin inhiboval pohybovou aktivitu u kapra obecného *Caprius caprio* (Linnaeus, 1758).

Na základě uvedených zjištění lze obecně konstatovat, že tyto a podobné látky snižují pohybovou aktivitu, což bylo shodně prokázáno u člověka. Vliv psychotropních látek jako např. amfetamin, kokain, konopí, pervitin a extáze, které se do vody dostaly od jejich uživatelů prostřednictvím moče vyloučené do vodního prostředí, způsobují u ryb ztrátu plachosti (www.vitalia.cz, 2014). Podobně u krys bylo zjištěno, že podávání morfinu způsobilo celkový pokles motorické aktivity (Haleem a Nawas, 2017). Naopak mefedron u krys zapříčinil rychlý nástup hyperaktivity (Shortall a kol., 2016). Nešpor (2003) uvádí, že po užití konopí může u pacientů docházet k poruchám rovnováhy a při dlouhodobějším užívání marihuany či hašiše také může dojít k pozdním reakcím (Nešpor, 2003). Dále uvádí, že se při užívání tlumivých látek, jako je například diazepam či oxazepam, objevuje zhoršená

prostorová orientace, trvalá roztřesenost nebo pohybová koordinace a pacienti jsou také méně aktivní. Naopak látky s povzbuzujícím účinkem, jako je například pervitin a kokain, způsobují neposednost, neklid atřes. A naopak po ukončení působení drogy, tzv. *dojezdu*, přichází celkový útlum (Nešpor, 2003). Podle tohoto autora opiáty, jako je například heroin, opium, morfin, dosin a kodein také v sohrnu způsobují celkový útlum. Lze tedy shrnout, že obecná povaha psychotropních léčiv vyvolvá má tlumící efekt, a to buď bezprostředně po intoxikaci organismu, nebo dokonce i po odeznění intoxikace.

5.3 Další možná rizika pro ryby v důsledku snížené pohybové aktivity vlivem léčiv

Jak uvádějí například Weinberger a Klaper (2014), SSRI – konkrétně látka fluoxetin ovlivňuje rozmnožnování, kde intoxikovaní samci jelečka velkohlavého *Pimephales promelas* (Rafinesque, 1820) hůře stavěli hnízda, ochraňovali je před konkurenčními samci. Samice se naopak hůře vyhýbaly predačnímu nebezpečí. Obdobné odchylky chování jsou souhrně publikovány na www.vitalia.cz (2014), kde se uvádí, že ryby obecně ztrácejí plachost a jsou proto snadnější kořistí pro predátory, jako jsou třeba kormoráni nebo vydry. Ze zjištěných pozorování lze pozorovat souvislost, kdy ryby jsou snadnější kořistí pro rybáře nejen kvůli plachosti, ale také díky tomu, že ryby pod vlivem látek více žerou a zvyšuje se tak pravděpodobnost ulovení. Odvaha u ryb má také zásadní význam při reakci na predátora, migraci a rozptylení v prostředí (Cote a kol., 2010). Látky ovlivňují také kondici, což může mít za následek zvýšení, snížení, či úplný zánik společenstva (Werner a Peacor, 2003; Balvanera a kol., 2006). Bisesi a kol. (2014) popisují, že pod vlivem fluoxetinu se zhoršila schopnost ryb ulovit kořist. Larvy dánií pruhovaných *Danio rerio* (Hamilton-Buchanan, 1822) byly v počátečním vývoji ovlivněny například fluoxetinem, diazepamem a risperidonem. Vliv byl prokázán zvýšením tepové frekvence, úmrtnosti a počáteční omezení líhnutí larev z jiker. Dokonce se předpokládá, že tyto léky po absorbování larvami ovlivnily pozdější činnost nervové soustavy (Kalichak a kol., 2016).

6 Závěr

Cílem mé diplomové práce bylo testovat hypotézu, že psychoaktivní léčivo citalopram ovlivňuje chování ryby jelce tlouště. V laboratorních podmínkách byl konkrétně testován vliv citalopramu na pohybovou aktivitu, zrychlení, změnu směru a celkovou vzdálenosti přesunů exponovaných (a kontrolních) jedinců. Výsledky ukázaly, že citalopram měl na pohybovou aktivitu ryb zásadní vliv během prvních 24 hodin, zatímco v delším časovém intervalu změny nebyly průkazné. Celkově byli jedinci pod vlivem citalopramu méně aktivní, vykazovali nižší zrychlení, méně měnili směr plavání a také v souhrnu uplavali kratší vzdálenost. Toto zjištění odpovídá i starším literárním údajům se stejnou tématikou. Kromě pohybové aktivity je v práci diskutován podobný vliv citalopramu i na další prvky chování jako je například agresivita, schopnost příjmu potravy nebo účasti v reprodukčním procesu. Vzato dohromady, citalopram a další podobné psychoaktivní látky mají obecně tlumící efekt, který se s největší pravděpodobností dále promítá na druhové a populační úrovni. Kontaminace životního prostředí léčivy představuje vážnou ekologickou hrozbu současnosti, která je zvýrazněná nedostatkem technologií pro účinné čištění odpadních vod.

7 Literární rešerše

Abreu, M. S., Giacomini, A. C. V., Gusso, D., Rosa, J. G. S., Koakoski, G., Kalichak, F., Idalencio, R., Oliveira, T. A., Barcellos, H. H. A., Bonan, C. D., Barcellos, L. J. G. 2016. Acute exposure to waterborne psychoactive drugs attract zebrafish. Comperative Biochemistry and Physiology C-Toxicology and Pharmacology, 179, 37-43. (doi:10.1016/cbpc.2015.08.009).

Abreu, M. S., Koakoski, G., Ferreira, D., Oliveira, T. A., Rosa, J. G., Gusso, D., Giacomini, A. C., Piato, A. L., Barcella, L. J. 2014. Diazepam and fluoxetine decrease the stress response in zebtafish. PLoS One, 9(7). (doi:10.17371/journal.pone.0103232).

Ahmed, M. N., Sinha, S. N., Venula, S. R., Sivaperunal, P., Vasudev, K., Ashu, S., Mendu, V. V. R., Bhatnagar, V. 2016. Accomulation of polychlorinated biphenyls in fish and assessment of dietary exposure: a study in Hyderabad city, India. Enviromental Monitoring and Assessment, 118(2). (doi:10.1007/s10661-015-5068-3).

Alanara, A., Brannas., E. 1997. Diurnal and noctural feeding activity Artic Charr (Salvelinus alpinus) and rainbow trout (Oncorhynchus mykiss). Can. J. Fish. Aquat. Sci., 54: 2894-2900.

Arnold K. E., Brown A. R., Ankley G. T., Sumpter J. P. 2014. Medicating the environment: Assessing risks of pharmaceuticals to wildlife and ecosystems. Philosophical Transactions of the Royal Society B Biological Sciences, 369:20130569.

Balvanera P., Pfisterer A. B., Buchmann N., He J-S., Nakashizuka T., Raffaelli D., Schmid B. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. Ecol. Lett., 9, 1146–1156. (doi:10.1111/j.1461-0248.2006. 00963.x).

Bisesi, J. H., Bridges, W., Klaine, S. J. 2014. Reprint of: Effects of the antidepressant venlafaxine on fish brain serotonin and predation behavior. Aquatic Toxicology, 151, 88-96. (doi:10.1016/j.aquatox.2014.02.015).

Bláha, L., Mazurová, E., Ďuriš, Z. 2004. Intersex occurrence in freshwater crustacean Pontastacus leptodactylus in the Czech Republic – biology and environmental factors. In: SETAC-Europe 14th Annual Meeting. Praha: s. 251–251.

Boxall, A. B. A., Rudd, M. A., Brooks, B. W., Caldwell, D. J., Choi, K., Hickmann, S., et al. 2012. Pharmaceuticals and personal care products in the environment: what are the big questions? Environ. Health Perspect. 120, 1221–1229.

Brieudes, V., Lardy-Fontan, S., Lavison, G., Lalare, B., Vaslin-Reimann, S., Budzinski, H. 2013. Multi-residue analyses for the determination of psychotropic substances in surface water: study case in Paris area. Proceedings of the 13th International Conference on Environmental Science and technicology, Athenes, Greece.

Brodin, T., Johansson, F. 2004. Conflicting selection pressures on the growth/predation-risk trade-off in a damselfy. Ecology, 85:2927-29332.

Brodin, T., Mikolajewski, D. J., Johansson, F. 2006. Behavioural and life history effects of predator diet cues during ontogeny in damselfly larvae. Oecologia, 148:162-169.

Brodin, T. 2008. Behavioral syndrome over the boudaries of life-carryovers from larvae to adult daselfly. Behav Ecol, 20:30-37. (doi:10.1093/behaco/arn111).

Brodin T, Fick J, Jonsson M, Klaminder J. 2013. Dilute concentrations of a psychiatric drug alter behavior of fish from natural populations. Science, 339:814–5.

Brodin T., Piovano S., Fick J., Klaminder J., Heynen M., Jonsson, M. 2014. Ecological effects of pharmaceuticals in aquatic systems—Impacts through behavioral alterations. Philosophical Transactions of the Royal Society B Biological Sciences, 369:20130580.

Caldwell, E. E., Miczek, K. A. 2008. Long-term citalopram maintenance in mice: selective reduction of alcohol- heightened aggression. Psychopharmaclogy, 196(3), 407-416. (doi:10.1007/s00213-007-0972-z).

Carroll, F., Lewin, A., Mascarella, S., Seltzman, H., Reddy, P. 2012. Designer drugs: a medicinal chemistry perspective. Annals of the New York Academy of Sciences(1248), 18-38.

Cecinato, A., Romagnoli, P., Perilli, M., Patriarca, C., Balducci, C. 2014. Psychotropic substances in indoor enviroments. Environment International, 71, 88-93. (doi:10.1016/j.envint.2014.06.008).

Copaja, S. V., Munoz, G. S., Nunezi, V. R., Perez, C., Vila, I., Veliz, D. 2016. Effects of a Dam Reservoir on the distribution of heavy metals in two Chilean native freshwater fish species. Bulletin of Enviromental Contamination and Toxicology, 97(1), 24-30. (doi:10.1007/s00128-016-1838-z).

Corcoran, J., Winter, M. J., Tyler, C. R. 2010. Pharmaceuticals in the aquatic environment:a critical review of the evidence for health effects in fish. Crit.Rev.Toxicol., 40,287–304.

Cote J., Fogarty S., Brodin T., Weinersmith K., Sih A. 2010. Personality-dependent dispersal in the invasive mosquitofish: group composition matters. Proc. R. Soc., 278, 1670–1678. (doi:10.1098/rspb. 2010.1892).

Cresson, P., Falri, M. C., Miralles, F. M., Dofour, J. L., Eleboode, R., Sevin, K., Mahe, K., Bouchoucha, M. 2016. Variability of PCB burden in 5 fish anf sharks species of the French mediterraneam continental slope. Enviromental Pollution, 212, 374-381. (doi:10.1016/j.envpol.2016.01.044).

Čechová, L., Janalíková, M. Obecná mikrobiologie, 1. vyd., Zlín: UTB ve Zlíně, Academia Centrum, 2007, ISBN 978-80-7318-516-9.

Čelechovská, O., Svobodová, Z., Žlábek, V., Macharáčková, B. 2007. Distribution of methals in tissues of the common carp (*Ciprinus carpio* L.) Acta Veterinaria Brno, 76:93–100.

Csémy, L., Hrachovinová, T., Krch, D. F. 2004. Alkohol a jiné drogy ve vysokoškolské populaci: rozsah, kontext, rizika. Adiktologie, 4(2), 124–135.

De Mattos, B. O., Nascimento-Filho, E. C. T., dos Anjos-Santos, A., Sanchez-Vázquez, F. J., Fortes-Silva, R. 2016. Daily self-feeding aktivity rhytms and dietary self-selection of pirarucu (*arapaima gigas*). Aquaculture, 465, 152-157.

Di Rosa, V., Frigato, E., López-Olmeda, J. F., Sánchez-Vázquez, Bertolucci, C. 2015. The light wavelenght affects the ontogeny of clock gene expression and aktivity rhythms in zebrafish larvae. PLoS ONE, 10(7): e0132235. (doi:10.1371/journal.pone.0132235).

Foreman, M. M., Hall, J. L., Love, R. L. 1989. The role of the 5-HT2 receptor in the regulation of sexual performance of male rats. Life Sci., 45, 1263-1270.

Fraser D. F., Gilliam J. F., Daley M. J., Le A. N., Skalski G. T. 2001. Explaining leptokurtic movement distributions: intrapopulation variation in boldness and exploration. Am. Nat., 158, 124–135. (doi:10.1086/321307).

Giandomerico, S., Cardellicchio, N., Spada, L., Annichiarico, C., DiLeo, A. 2016. Metals and PCB levels in some edible marine organisms from the Iohiam Sea: dietary in také evaluation and risk for customers. Enviromental Science and Pollution Research, 23(13), 12596-12612. (doi:10.1007/s11356-015-5280-2).

Gómez-Laplaza, L. M., Morgen, E. 2003. The influence of social rank in the angelfish, *Pterophyllum scalare*, on locomotor and feeding activities in a novel environment. Lab Anim, 37: 108-120.

Groshart, C., Okkerman, P. C. 2000. Towards the establishment of a priority list of substances for further evaluation of their role in endocrine disruption. Evropská komise DG ENV, Delft, Zeist (Nizozemí).

Guillete, L. J., Pickford, D. B.,Crain, D. A., Rooney, A. A., Percival, H. F. 1996. Reduction in Penis Size and Plasma Testosterone Concentrations in Juvenile Alligators

Living in a Contaminated Environment. General and Comparative Endocrinology, č. 101, s. 2–42.

Haleem, D. J., Nawaz, S. 2017. Inhibition of Reinforcing, Hyperalgesic, and motor effects of morphine by buspirone in rats. Journal of Pain, 18(1), 19-28.

Harestad, A.S., Bunnel, F. L. 1979. Home range and body weight – a re-evaluation. Ecology, 60: 389–402.

Hartl, P., Hartlová, H. 2000. Psychologický slovník. Praha: Portál. 776 s. ISBN 80-7178-303-X 28.

Harvey, B. C., Nakamoto, F. L. 1999. Diel and seasonal movements by adult Sacramento pike minnow (*Ptylocheilus grandis*) in the Eel River, northwestern California. Ecol. Freshwater Fish, 8:209-215.

Hashemzaden-Gargari, H., Freschi, J. E. 1992. Histamine activates chloride conductance in motor neurons of the lobster cardiac ganglion. J. Neurophys, 68:9-15.

Haslam, A., Robb, S. W., Bonner, M. R., Lindblad, W., Allegra, J., Shen, Y., Vena, J. E. 2016. Polychlorinated biphenyls and omega-3 fatty acid exposure from fish consumpion and thyroid cancer among New York anglers. Journal of Enviromental sciences, 41, 270-277. (doi:10.1016/j.jes.2015.05.004).

Heynen, M., Fick, J., Jonsson, M., kaminder, J., Brodin, T. 2016. Effect of bioconcentration and trophic transfer on realized exposure to oxazepam in 2 predators, the dragonfly larvae (aeshna grandis) and the eurasian perch (perca flaviatilis). Enviromental Toxicology and Chemistry, 35(4), 930-937. (doi:10.1002/etc.3368).

Holmberg, A., Fogel, J., Albertsson, E., Fick, J., Brown, J. N., Paxeus, N., Forlin, N., Johnsson, J. I., Larsson, D. G. J. 2011. Does waterborne citalopram affect the aggressive and sexual behaviour of rainbow trout and guppy? Journal of Hazardous Materials, 187(1-3), 596-599. (doi:10.1016/j.jhazmat.2011.01.055).

Hughes S. R., Kay P, Brown L. E. 2013. Global synthesis and critical evaluation of pharmaceutical data sets collected from river systems. Environ. Sci. Technol. 47, 661–677. (doi:10.1021/es3030148).

Huntingford, F., Tamilselvan, P., Jenjan, H. 2012. Why do some fish fight more than others? Physiological and biochemical zoology, 85(6), 585-593. (doi:10.1086/668204).

Chiffre, A., Clerandeau, C., Dwoinkoff, C., Le Bihanic, F., Budzinski, H., Geret, F., Cachot, J. 2016. Psychotropic drugs in mixture alter swimming behaviour of Japanese medaka (Oryzias latipes) larvae above environmental concentrations. Environmental Science and Pollution Research, 23(6), 4964-4977. (doi:10.1007/ě11356-014-3477-4).

Javed, M., Usmani, N. 2016. Accumulation of heavy metals and human health risk assessment via the consumption of freshwater fish mastacembelus/armatus inhabiting, thermal power plant effluent loaded canal. Springerplus, 5, 776. (doi: 10.1186/s40064-016-2471-3).

Jewett, S. C., Zhang, X., Sathynaidu, A. Kelley, J. J., Dasher, D., Duffy, L. K. 2003. Comparison of mercury and methylmercury in northem pike and arctic grayling from western Alaska rivers. Chemosphere, 50:383-392.

Jonsomboob, W., Boontanon, S. K., Boontanon, N., Polprasert, C., Da, C. T. 2016. Monitoring and determination of sulfamide antibioties (sulfamethoxydiazine, sulfamethazine, sulfamethoxale and sulfadiazine) in imported Pangasius catfish products in Thailand using liquid chro,atography coupled with tendem mass secrometry. Food Chemistry, 212, 635-640. (doi:10.1016/j.foodchem.2016.06.026).

Jonsson, M., Fick, J., Klaminder, J., Brodin, T. 2014. Antihistamines and aquatic insects: Bioconcentration and impacts on behavior in damselfly larvae (*Zygoptera*). Science of The Total Enviroment, 472, 108-111. (doi:10.1016/j.scitotenv.2013.10.104).

Kalichak, F., Idalencio, R., Rosa, J. G. S., de Oliveira, T. A., Kaokoski, G., Gusso, D., de Abreu, M. S., Giacomini, A. C. V., Barcellos, H. H. A., Fagundes, M., Piato, A. L., Barcellos, L. J. G. 2016. Waterbone psychoactive drugs impair the initial development of

zebrafish. Environmental Toxicology and Pharmacology, 41, 89-94. (doi:10.1016/j.etap.2015.11.014).

Keddy, P. A. 1989. Competition. Chapman & Hall, London.

Kellner, M., Porseryd, T., Porsch-Hallstrom, I., Hansen, S. H., Olsen, K. H. 2015. Environmentally relevant concentrations of citalopram partially infibit feeding in the three-spine stickleback (*Gasterosteus aculeatus*). Aquatic Toxicology, 158, 165-170. (doi:10.1016/j.aquatox.201411.003).

Kollef, M. H. 2006. Is antibiotic cycling the answer to preventing the emergence of bacterial resistance in the intensive care unit? Clin Infect Dis., 43(2), 82-88. (doi:10.1086/504484).

Kolpin, D. W., Furlong, E. T., Meyer, M. T., Thurman, E. M., Zaugg, S. D., Barber, L. B., Buxton, H. T. 2002. Response to comment on "Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in U.S. streams, 1999-2000: A national reconnaissance": Environmental Science and Technology, v. 37, no. 5, p. 1054.

Kopp, R., Peterek, R., Sukop, I., Brabec, T., Vítek, T., Řezníčková, P., Ziková, A. 2012. Biotic community composition and water quality of a highland stream influenced by different human impacts. XVL Konferencia, Brno, 73.

Kronfeld-Schor, N., Dayan, T. 1999. The dietary basis for temporal partitioning: Food habits of coexisting *Acomys* species. Oecologia, 121(1):123-128.

Kronfeld-Schor, N., Dayan, T. 2003. Partitioning of time as an ecological resource. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst, 34:153–81. (doi: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132435).

Kugelberg, F. C., Apelqvist, G., Bengtsson, F. 2002. Effects of chronic citalopram treatment on central and peripheral spontaneous open-field behaviours in rats. Pharmacology and Toxicology, 90(6), 303-310. (doi:10.1034/j.1600-0773.2002.900603.x).

Kuz'mina, V. V., Garina, D. V. 2013. The effects of peripherally injected serotonin on feeding and locomotor activities in carp Cyprinus carpio L. Inland Water Biology, 6(1), 62-69. (doi:10.1134/s1995082913010082).

Lecaze, E., Pedelucq, J., Fortier, M., Brousseau, P., Auffret, M., Budzinski, H., Fournier, M. 2015. Genotoxic and immunotoxic potential effects of selected psychotropic drugs and antibiotics on blue mussel (*Mytilus edulis*) hemocytes. Environmental Pollution, 202, 177-186. (doi:10.1016/j.envpol.2015.03.025).

Lepage, O., Larson, E. T., Mayer, I., Winberg, S. 2005. Serotonin, but not melatonin, plays a role in shaping dorninate-subordinate reliationships and aggression in rainbow trout. Hormones and Behavior, 48(2), 233-242.

Liebgold, E. B., Dibble, C. J. 2011. Better the devil you know: familiarity affects foraging aktivity of red-backed salamanders, *Plethodon cinereus.* Anim Behav, 82: 1059-1066.

MacArthur, R. H., Pianka, E. R. 1966. On optimal use of a patchy environment. Am Nat, 100: 603-609.

Mace, G. M., Harvey, P. H., Cluton-Brock, T. H. 1983. Vertebrate home-range size and energetic requirements in: Swingland, I. R., Greenwood, P. J. (Eds), The ekology of animal movement. Clarendon, Oxford, UK, pp. 33.-53.

Mackuľak, T., Birosova, L., Bodik, I., Grabic, Rk., Hives, J., Gal., M. 2016. Zerovalent iron and iron (VI): Effective means for removal of psychoactive pharmaceuticals and illicit drugs from wastewaters. Science of the total environment, 539, 420-426.

McCabe, S. E., Knight, J. R., Teter, C. J., Wechsler, H. 2005. Non-medical use of prescription stimulants among US college students: prevalence and correlates from a national survey. Addiction, 99, 96–106.

Metcalfe, N. B., Fraser, N. H. C., Burns, M. D. 1999. Food availability and the nocturnal vs. Diurnal foraging trade-off in juvenile salmon. Journal of Animal Ecology, 68(2), 371-381. (doi:10.1046/j.1365-2656.1999.00289.x).

Mikolajewski, D., Johansson, F., Brodin, T. 2004. Condition-dependent behaviour among damselfly populations. Canadian Journal of Zoology, 82, 653-659. (doi:10.1139/Z04-036).

Minns, K. C. 1995. Allometry of home range size in lake and river fishes. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 52:1499-1508.

Mogren, C. L., Walton, W. E., Parker, D. R., Trumble J. T. 2013. Trophic transfer of arsenic from an aquatic insect to terrestrial insect predators. PLoS One, 8:e67817.

Nešpor, K. 2001. Vaše děti a návykové látky. Praha: Portál. Rádci pro rodiče a vychovatele. ISBN 80-7178-515-6.

Nešpor, K. 2003. Alkohol drogy a Vaše děti: jak problémům předcházet, jak je včas rozpoznat a jak je zvládat. 5. vyd. Praha: Sdružení FIT IN- Rodiče proti drogám. ISBN 80-260-3873-8.

Niimi, A. J., Oliver, B. G. 1989. Distribution of polychlorinated biphenyl congeners and other halocarbons in whole fish and muscle among lake Ontario salmonids. Environ. Sci. Technol., 23: 83-88.

Nikolaou A, Meric S, Fatta D. 2007. Occurrence patterns of pharmaceuticals in water and wastewater environments. Anal Bioanal Chem, 387:1225–34.

Olsen, K. H., Ask, K., Olsen, H., Porsch-Hallstrom, I., Hallgren., S. 2014. Reprint of effects of the SSRI citalopram on behaviours connected to stress and reproduction in Endler guppy, Poecilia wingei. Aquatic Toxicology, 151, 97-104. (doi:10.1016/j.aquatox.2014.02.011).

Olsson, O., Bruun, M., Smith, H. 2002. Starling foraging success in relation to agricultural land-use. Ecography, 25: 363-371.

Parolini, M., Binelli, A. 2013. Adverse effects induced by ecgonine methyl ester to the zebra musel: A comparison with the benzoylecgonine. Enviromental Pollution, 182, 371-378. (doi:10.1016/j.envpol.2013.07.038).

Peng, B., Ye, J. Z., Han, Y., Zeng, L., Zhang, J. Y., Li, H. 2016. Identification of polyvalent protective immunogens from outer membrane proteins in Vibrio paraheamolyticus to protect fish against bacterial infection. Fish and Shellfish Immunology, 54, 204-210. (dooi:10.1016/j.fsi.2016.04.012).

Randák, T., Slavík, O., Kubečka, J., Adámek, Z., Horký, P., Turek, J., Vostradovský, J., Hladík, M., Peterka, J., Musil, J., Prchalová, M., Jůza, T., Kratochvíl, M., Boukal, D., Vašek, M., Andreji, J., Dvořák, P., Just, T., Blabolil, P., Říha, M. 2015. Rybářství ve volných vodách. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod. Vodňany, p. 463. ISBN: 978-80-7514-013-5.

Reebs, G. S. 2002. Plasticity of diel and circadian aktivity rhythms in fishes. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 12, 349-371.

Reist, C., Nakamura, K., Sagart, E., Sokolski, K. N., Fujimoto, K. A. 2003. Impulsive aggressive behavior: Open-label treatment with citalopram, 64(1), 81-85.

Rosi-Marshall E. J., Royer, T. V. 2012. Pharmaceutical compounds and ecosystem function: an emerging research challange for aquatic ecologists. Ecosystems, 15:867-880.

Rudissaar, R., Pruus, K., Skrebuhhova, T., Allikmets, L., Matto, V. 1999. Modulatory role of 5-HT3 receptors in mediation of apomorphine-induced aggressive behaviour in male rats. Behavioural Brain Research, 106(1-2), 91-96. (doi:10.1016/s0166-4328(99)00095-9).

Shorthall, S. E., Spicer, C. H., Ebling, F. J. P., Green, A. R. Fone, K. C. F., King, M. V. 2016. Contribution of serotonin and dopamine to changes in core body temperature and locomotor aktivity in rats following repeated administration of mephedrone. Addition Biology, 21(6), 1127-1139.

Schoener, T. W. 1974 Resource partitioning in ecological communities. Science, 185, 27–39.

Sikkel, P. C., Kramer, D. L. 2005. Territory revisits reduce intrusion during spawning trips by female yellowtail damselfish, *Microspathodon chrysurus.* Anim Behav, 71: 71-78. (doi: 10.1016/j.anbehav.2005.03.028).

Sih A, Ferrari M. C. O., Harris D. J. 2011. Evolution and behavioural responses to human-induced rapid environmental change. Evol. Appl. 4, 367 – 387. (doi:10.1111/j.1752-4571.2010.00166.x).

Sim W. J, Lee J. W, Lee E. S, Shin S. K, Hwang S. R, Oh J. E. 2011. Occurrence and distribution of pharmaceuticals in wastewater from households, livestock farms, hospitals and pharmaceutical manufactures. Chemosphere, 82, 179–186. (doi:10. 1016/j.chemosphere.2010.10.026).

Slavík, O., Horký, P. 2012. Diel dualism in the energy consumption of the European catfish Silurus glanis. Journal of Fish Biology, 81: 2223-2234. (doi.:10.1111/j.1095-8649.2012.03436.x).

Slavík, O., Horký, P., Maciak, M., Wackermannová, M. 2016. Familiarity, prior residency, resource availability and body mass as predictors of the movement aktivity of the European catfish. Journal of Ethology. (doi:10.1007/s10164-015-0441-9).

Stackelberg P. E., Gibs J, Furlong E. T., Meyer M. T. 2007. Efficiency of conventional drinking-water-treatment processes in removal of pharmaceuticals and other organic compounds. Sci Total Environ, 377:255–72.

Stagakis, M. Costopoulou, D., Vassiliadou, I., Karavoltsos, S., Sakellari, A., Kalogeropulos, N., Leondeadis, N. 2016. Determination of polychlorinated biphenyls in aegean fish and seafood. Analytical Letters, 49(7), 1114-1126. (doi:101080/00032719.2015.1070161).

Stahl, S. M. 2001. The psychopharmacology of sex, part 2: effects of drugs and disease on the 3 phases of human sexual response. J. Clin. Psychiatry, 62, 147-148.

Stewart, A. M., Cachat, J., Gaikwad, S., Robinson, K. S. L., Gebhardt, M., Kalueff, A. V. 2013. Perspectives on experimental models of serotonin syndrome in zebrafish. Neurochemistry International, 62(6), 893-902. (doi:10.1016/j.neuint.2013.02.018).

Svobodová, Z., Gelnarová, J., Justýn, J., Krouper, V., Simanov, L., Valentová, V. Vykusová, B., Wohlmuth, E. 1987. Toxikologie vodních živočichů. SZN, Praha, 23/s.

Tanoue, R., Nomiyama, K., Nakamura, H., Hayashi, T., Kim, J. W., Isobe, T., Shinohara, R., Tanabe, S. 2014. Simultaneous determination of polar pharmaceuticals and personal care products in biological organs and tissues. Journal of Chromatography A, 1355, 193-205. (doi:101016/j.chroma.2014.06.16).

Tasho, R. P., Cho, J. Y. 2016. Veterinary antibiotics in animal waste, its distribution in soil and uptake by plants: A review. Science of the Total Enviroment, 563, 366-376. (doi:10.1016/scitotenv.2016.04.140).

Tesch, F. W. 2003. The eel. Wiley-Blackwell, Oxford, UK, 416 pp.

Teter C. J., McCabe S. E., Cranford J. A., Boyd C. J., Guthrie S. K. 2005. Prevalence and Motives for Illicit Use of Prescription Stimulants in an Undergraduate Student Sample. Journal of American College Health, 53(6), 253–262

Trojano, E., Duarte, L., Menna-Barreto, L. 2005. Locomotor aktivity rhythms in cave fishes from Chapada Diamantina, northeastern Brasil (Teleostei:Siluriformes).Biological Rhythm Research, 36(3), 229-236. (doi:10.1080/09291010400026272).

Tscharke, B. J., Chen, C., Gerber, J. P., White, J. M. 2016. Temporal trends in drug use in Adelaide, South Australia by wastewater analysis. Science of the Total Enviroment, 565, 384-391. (doi:10.1016/j.scitotenv.2016.04.183).

Ternes, T. A., Stumpf, M., Mueller, J., Haberer, K., Wilken, R. D., Servos, M. 1999. Behavior and occurrence of estrogens in municipal sewage treatment plants – I. Investigations in Germany, Canada and Brazil. Science of The Total Environment, č. 225, s. 81–90.

Ture, M., Alp, H. 2016. Identification of bacterial pathogens and determination of their antibacterial resistance profiles in some cultured fish in Turkey. Journal of Veterinary research, 60(2), 141-146.
(doi:10.1515/jvetres-2016-0020).

Tyler, C. R., Jobling, S., Sumpter, J. P. 1998.Endocrine disurption in wildlife: A critical review of the evidence. Critical Review in Toxicology, 28: 319-361.

Vera, L. M., Montoya, A., Sanchez-Vazquez, F. J. 2013. Effectiveness of the anaesthetic MS-222 in gilthead seabream, Sparus aurata: effect of feeding time and day-night variations in plasma MS-222 concentration and GST activity, Physiology and Behavior, 110, 51-57. (doi:10.1016/j.physbeh.2012.12.012.).

Weinberger, J., Klaper, R. 2014. Environmental concentrations of the selective serotonin reuptake inhibitor fluoxetine impact specific behaviors involved in reprodiction, feeding and predator avoidance in the fish Pimephales promelas (fathead minnow). Aquatic Toxicology, 151, 77-83.

Werner, E. E., Anhold, B. R. 1993. Ecological consequences of the trade-off between growth and mortality rates mediated by foraging aktivity. Am Nat, 142:242-272.

Werner E. E., Peacor S. D. 2003. A review of traitmediated indirect interactions in ecological communities. Ecology, 84, 1083–1100. (doi:10. 1890/0012-9658(2003)084[1083:AROTII]2.0.CO;2).

Xu, Y., Guo, C. S., Luo, Y., Lv, J. P., Yhang, Y., Lin, H. X., Wang, L., Xu, J. 2016. Occurrence and distribution of antibiotics, antibiotic resistance genes in the urban rivers in Beijing, China. Enviromental Pollution, 213, 833-840. (doi:10.1016/j.envpol.2016.03.054).

Ziming Liu. 2005. "Reading behavior in the digital environment: Changes in reading behavior over the past ten years", Journal of Documentation, Vol. 61 Iss: 6, pp. 700–712.

Žlábek, V., Svobodová, Z., Randák, T., Valentová, O. 2005. Content of mercury in muscle of fish from the Elbe river and its tributaries. Czech Journal of Animal Science, 50:528-534.

Elektronické zdroje:

VITALIA.CZ: Ve vodě přibývá pozůstatků látek z léků i tvrdých drog [online] © 2009 – 2017 [cit. 2017-03-15]
Dostupné z: http://www.vitalia.cz/clanky/ve-vode-pribyva-pozustatku-latek-z-leku-i-drog/

DRUGS.COM: Citalopram [online] © 2000-2007 [cit. 2017-03-14]
Dostupné z: https://www.drugs.com/citalopram.html

8 Příloha

Jelec tloušť *Squalius cephalus*
Fotograf: Ing. Jaroslav Dvořák