

# BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy  
Ústav pro životní prostředí  
Ochrana životního prostředí

## **Mechanismy ovlivnění akvatických společenstev specifickými polutanty**

The mechanisms of specific pollutants impact on aquatic  
communities



Hana Vaněčková  
srpen 2010

Vedoucí bakalářské práce: RNDr. Josef Fuksa, CSc.  
Konzultant bakalářské práce: RNDr. Jolana Tátošová, PhD

Tímto bych ráda poděkovala školiteli RNDr. Josefu Fuksovi, CSc. za vstřícné rady, ochotu, trpělivost a odborné vedení při tvorbě této bakalářské práce.

Prohlašuji, že jsem tuto práci vypracovala samostatně,  
pod vedením školitele RNDr. Josefa Fuksy, CSc., s použitím citované literatury uvedené  
v seznamu použité literatury.

Předložená tištěná verze BP je totožná s elektronickou verzí vloženou do SIS.

Svoluji k zapůjčení této práce pro studijní účely a souhlasím s tím, aby byla řádně vedena  
v evidenci knihoven a vypůjčovatelů.

V Praze dne 21. srpna 2010

.....

## **Abstrakt**

S poklesem klasického znečištění vodních ekosystémů narůstá význam PPCP (farmaka a další chemické látky, které jsou člověkem využívány). Jejich množství v rámci spotřeby člověka narůstá a tím se zvyšuje přísun do komunálních odpadních vod, následně do vod povrchových, případně podzemních. Tato bakalářská práce je literární rešerší v oblasti zatížení vod PPCP. Cílem je shrnutí poznatků ze studií věnovaných vlivu těchto látek na sladkovodní společenstva. Úvodem jsou shrnuty příčiny variability (časové a prostorové) koncentrací těchto látek v tocích. Míra ovlivnění sladkovodních společenstev však mimo jiné závisí i na délce expozice, která je s ohledem na kontinuální přísun látek z čistíren odpadních vod dlouhodobá, proto je ve studiích intenzivně zkoumán vliv dlouhodobého působení na akvatická společenstva. Důraz je kladen na působení endokrinních disruptorů (látek narušujících endokrinní systém), které ovlivňují kupř. estrální cyklus u některých druhů exponovaných populací. Sledovány jsou změny ve vnímání predátora jeho kořisti, přičemž dochází např. k ovlivnění únikových reakcí kořisti. Rovněž je sledován aditivní účinek směsí farmak a konkurenceschopnost jednotlivých populací ve společenstvech. V práci jsou daná tvrzení podložena konkrétními studiemi.

Klíčová slova: PPCP, farmaka, endokrinní disruptory, specifické polutanty

## Summary

With a decrease of classic pollution of water ecosystems the importance of PPCP (pharmaceuticals and personal care products) increases. Their amount is increasing due to human consumption and thus the input into municipal wastewater and consequently into the surface water, eventually into the ground water increases as well. This bachelor work is a review of scientific literature in the field of PPCP water load. The goal is resuming the results of the studies of the influence of these substances on freshwater aquatic communities. In the beginning the sources of the variability (in time and space) of the concentrations of these substances in rivers are resumed. But the rate of affection of the aquatic communities depends even on the length of exposure, which is longterm with regard to the continuous flow of substances from wastewater treatment plants. That is why the effect of long-term incidence on aquatic communities is intensively studied. The emphasis is put on the incidence of endocrine disruptors (substances disrupting the endocrine system), which affect e.g. the oestral cycle of some kind of exposed populations. There are observed changes in the way of perception of a predator by his prey whereas the escape reactions of the prey happen to be affected. The additive effect of ixtures of pharmaceuticals and the competitiveness of single populations in communities is observed as well. All the claims are supported by particular studies in this work.

Keywords: PPCP, pharmaceuticals, endocrine disruptors, specific pollutants

## Obsah

1	Úvod.....	6
2	PPCP.....	7
2.1	Co jsou to PPCP? .....	7
2.2	Rezistence PPCP .....	7
2.3	Antropogenní vliv .....	8
3	Farmaka.....	9
3.1	Obecný popis.....	9
3.2	Konkrétní látky.....	9
3.3	Vstup léčiv do vodního prostředí .....	11
3.4	Příčiny variability koncentrací jednotlivých farmak .....	12
3.5	Směsi léčiv .....	13
3.6	Výběr modelového organismu .....	14
3.7	Volba lokality.....	14
4	Endokrinní disruptory .....	15
4.1	Charakteristika EDC .....	15
4.2	Terénní studie EDC .....	15
4.3	Testování EDC .....	15
4.4	Hodnocení estrogen-aktivních látek.....	17
4.5	EDC v odpadních vodách.....	17
4.6	Endokrinní systém bezobratlých .....	18
4.7	Vliv odpadních vod na endokrinní systém bezobratlých .....	19
5	Predace .....	21
5.1	O predaci obecně.....	21
5.2	Energetické náklady při predaci .....	21
5.3	Chemické podněty.....	21
5.4	Predace a kontaminace pesticidy.....	22
6	Závěr.....	24
7	Seznam použité literatury .....	25

# 1 Úvod

Při celkové modernizaci světa, lidských životů, rostou nároky na bydlení, stravování, cestování, na lidské zdraví. S uspokojováním těchto potřeb souvisí i větší spotřeba potravin, léků, větší výroba nejrůznějších produktů. Přírodní prostředí je čím dál více zatěžováno.

Skupina PPCP zahrnuje tisíce chemických látek včetně farmak, veterinárních léčiv, parfémů a kosmetiky. Jedná se obecně o jakékoliv produkty, které jsou jednotlivci používány pro osobní zdraví, z kosmetických důvodů, či jsou využívány moderními zemědělskými podniky k podpoře růstu a zdraví hospodářských zvířat a rostlin. Společné je jim to, že jsou po použití vyloučena do kanalizací, odkud se přes komunální odpadní vody a čistírny odpadních vod dostávají do toků. PPCP používané v zemědělství se do vod dostávají podstatně méně kontrolovatelným způsobem. V prostředí se PPCP vyskytují jako původní látky či v podobě metabolitů, podstatné však je, že jsou to vždy látky biologicky aktivní. Působí na jednotlivce, populace, celá společenstva. Jedná se o látky syntetické, tudíž jejich biodegradace neprobíhá optimálně. Tyto látky tak zůstávají v potravním řetězci, kumulují se v jedincích, působí v sedimentech a říčních nivách. Vodní organismy se jim vyhnout nemohou, žijí v prostředí, které je těmito látkami prostoupeno, byť v nízkých koncentracích. Hlavním zdrojem těchto látek jsou komunální odpadní vody, které kontinuálně vpouštějí do povrchových vod různé směsi, které se svým složením v čase mění podle momentální poptávky.

Jak na to reagují sladkovodní organismy? Podstatné je, který organismus je vystaven vlivu těchto látek. Záleží na citlivosti či přizpůsobivosti druhu. Jedná-li se o druh invazní či domácí. Má-li v prostředí přirozeného predátora a je tak vystaven i predáčnímu stresu či nikoliv. Jak prosperuje v dané oblasti pod daným vlivem celá populace? Jaké je její geografické rozšíření?

Důležitý je i výzkumný přístup. Zmiňované látky se v přírodním prostředí vyskytují jako směsi, v laboratorním prostředí jsou studovány většinou vlivy jednotlivých látek za stálých podmínek, které se v přírodním prostředí neustále mění. Záleží na tom, zda je výzkum zaměřen na metabolickou reakci, či na celý organismus, nebo na soubor organismů a jejich vztahy. Jedná-li se o expozice dlouhodobé, či krátkodobé.

Velmi podstatný je výběr modelového organismu. Obratlovci jsou prozkoumáni lépe než bezobratlí, studie konkrétních účinků tak mohou být komplexnější. Záleží na tom, zda je zkoumán jelec *Leuciscus cephalus*, jehož životní cyklus a nároky jsou známy, či vodní plž *Marisa cornuarietis* nebo chrostík *Sericostoma vittatum*, u kterých celistvé informace chybí. Zda jsou pro studie odebráni z proudu toku, nebo z jezera, či z laboratorních chovů.

Při působení cizorodých látek na jednotlivé organismy, populace, celá společenstva záleží na mnoha faktorech, které budou dále rozebrány.

## **2 PPCP**

### **2.1 Co jsou to PPCP?**

Zkratka PPCP (Daughton a Ternes 1999), *Pharmaceutics and Personal Care Products*, zahrnuje farmaka a další látky sloužící lidské potřebě. Jedná se o farmaka a další komerční produkty: hygienické, kosmetické (umělá pížíma – mošusy – fungující jako nosiče vůní), prací a čisticí prostředky, aktivní látky filtrů proti spálení od slunečního záření a doplňky stravy, které člověk využívá ku svému prospěchu (Fuksa a Svoboda 2007). Tyto biologicky aktivní látky působí ve vodním prostředí jako umělé chemické signály, které mohou různými cestami změnit správné přenosy informací hormonální regulace jedinců, populací a společenstev, a to nejen na poli sexuálních a rozmnožovacích aktivit. Používán je termín „hormonální chaos“ (Fuksa a Svoboda 2007). Jediný společný těmto látkám je fakt, že si je občan koupí a po použití je mnoha různými cestami vyloučí do odpadních vod (Fuksa a kol. 2010a).

### **2.2 Rezistence PPCP**

Výzkumy PPCP komplikuje variabilita ve složení a charakteru látek, které se v čase neustále obměňují na základě poptávky lišící se stát od státu (Fuksa a Svoboda 2007). Jejich množství a spotřeba narůstá, tím se zvyšuje i přísun do odpadních vod. Jedná se především o látky syntetické, proto degradace v kanalizaci, čistírnách odpadních vod a samotných řekách neprobíhá optimálně (Fuksa a kol. 2010a).

Kontinuální vypouštění PPCP do životního prostředí, v tomto případě z komunálních čistíren odpadních vod do toků, vede k chronické expozici vodních organismů těmto látkám a jejich metabolitům (De Lange a kol. 2006). Sledované látky jsou transportovány i do vodárenských nádrží a podzemních vod v nivě, kde jejich existence již byla prokázána (Fuksa a kol. 2010a). Řeky byly dříve více znečištěné po stránce vyšších koncentrací odbouratelného organického uhlíku. Vodní bakterie měly možnost degradovat specifické látky kometabolismem spolu s běžnými substráty – zdroji organického uhlíku. Bylo zde možné využít i anaerobních metabolických drah výhodných zejména při degradaci mnoha exotických látek. A dnes? Vypouštění specifických polutantů a PPCP do relativně čistých toků vede paradoxně k jejich perzistenci a k transportu tokem do moře (Fuksa a Svoboda 2007).



### **2.3 Antropogenní vliv**

Antropogenní vliv je zaznamenatelný ve vodách, sedimentech, organismech, v celých společenstvech. Projevují se hydromorfologické změny koryt toků a nivy, kdy jsou koryta řek upravována z důvodu lodní dopravy nebo protipovodňové ochrany. Vypouštěny jsou minerální živiny (N, P) a specifické polutanty (Fuksa a Svoboda 2007). Vodní systémy často představují konečné úložiště pro PPCP (Dussault a kol. 2008). Jejich koncentrace v povrchových vodách jsou v rozsahu ng/l či v koncentracích nižších - v rozmezích, která nemají pravděpodobně za následek letální toxicitu. Nicméně dlouhodobá expozice nízkým koncentracím antropogenních chemických látek může vést k subletálním účinkům, včetně změn v chování organismů vystavených těmto látkám (De Lange a kol. 2006). Zlepšení toxikologické informace týkající se vodní bioty, které zdokonaluje naši schopnost posuzovat jejich potenciální rizika, je proto nezbytné (Dussault a kol. 2008).

## 3 Farmaka

### 3.1 *Obecný popis*

Farmaka jsou biologicky aktivní látky, již byly shledány v životním prostředí jako směsi zahrnující různorodé spektrum chemických látek s mnoha druhy farmakologických účinků (Brain a kol. 2004), určených pacientům – lidem, případně hospodářským zvířatům. Jejich sekundární účinky jsou většinou neznámé především u bezobratlých organismů (Quinn a kol. 2009).

Farmaka se objevila jako nové znečišťující látky, které by mohly být zdrojem obav ve vodním prostředí, kde jsou běžně zavedena jako komplexní směsi přes komunální odpadní vody (Quinn a kol. 2009). Globální farmaceutický trh neustále roste pro uspokojení poptávky klientů, kteří spotřebovávají čím dál větší množství léků v rámci uspokojování svých zvyšujících se nároků a potřeb (EEA 2010). Ve vodních útvech po celém světě tak koncentrace farmak výrazně vzrostly (Montforts a kol. 2007). Tyto sloučeniny proto byly identifikovány jako vznikající kontaminující látky vodních ekosystémů (Kim a kol. 2007).

### 3.2 *Konkrétní látky*

Mezi nejčastěji zkoumané látky se řadí především nesteroidní léky proti horečce (ibuprofen, paracetamol, kyselina acetylsalicylová, naproxen), antibiotika, antiepileptika (karbamazepin), antirevmatika (diklofenak),  $\beta$ -blokátory, stimulanty (kafein), kaptopril (antihypertenzní léčivo), atorvastatin, antidiabetikum (metformin), antidepressivum (fluoxetin), regulátory tuků (kyselina klobifrová), orální antikoncepční prostředky (17( $\alpha$ )ethinylestradiol, mestranol), cytostatika a další významné kontrastní látky a stopovače používané při vyšetřeních v lékařství. Dále jsou z „neléčiv“ často studovány insekticidy deltamethrin a imidakloprid, bisfenol A, antibakteriální triclosan, CTAB, PAH, PCB a DDT (Oviedo-Gómez a kol. 2010, Fuksa a Svoboda 2007, Kolpin a kol. 2002).

**Ibuprofen** má výrazné antipyretické a analgetické vlastnosti. Nejčastěji je používán při chronické revmatické artritidě a osteoartritidě, při sportovních úrazech a řadě dalších onemocnění, přičemž je většinou užíván perorálně. Je to nejprodávanější volně dostupný lék, jehož spotřeba v ČR se ročně pohybuje kolem 200 t/rok (Fuksa a kol. 2010a), avšak pro tuto látku existuje především v ČR ještě další, mnohem specifitější zdroj, a to tajné varny pervitinu z farmak obsahujících pseudoefedrin (Modafen), čímž přibývá z odpadních vod do toků ročně dalších přibližně 10 t/rok (Fuksa a kol. 2010b).

**Kyselina salicylová** je metabolitem kyseliny acetylsalicylové, čili univerzálního léku Aspirinu (Fuksa a kol. 2010a). Jedná se o účinné analgetikum a antipyretikum. Používá se výlučně vnitřně (Fuksa a kol. 2010b). Její přímé použití je omezeno na oční aplikace v nepatrných množstvích. Spotřeba Aspirinu v ČR je 600 t/rok (Fuksa a kol. 2010a), převyšující tak i spotřebu volně dostupného ibuprofenu.

**Diklofenak**. Jedná se o analgetikum, antirevmatikum a nesteroidní protizánětlivé léčivo (NSAID). Přibližně 70% je volně prodejné v podobě mastí, avšak za hranicemi Evropy je většina používána perorálně. V ČR se jej spotřebuje 20 t/rok (Fuksa a kol. 2010a). Známa je jeho toxicita pro ryby vedoucí ke změnám na játrech (Fuksa a kol. 2010b).

**Karbamazepin** je antiepileptikum a antidepressivum. Používá se výhradně perorálně a výhradně na lékařský předpis. V ČR se jej spotřebuje na 7,5 t/rok (Fuksa a kol. 2010a). Je rezistentní vůči rozkladu v čistírnách odpadních vod i v tocích (Fuksa a kol. 2010b). Proto byl nalezen jak v povrchových, tak i v podzemních vodách (Dussault a kol. 2008).

**Atorvastatin** (ATO) je nejčastěji předepisovaný regulátor tuků kupř. v Kanadě. Byl nalezen v odpadních i povrchových vodách. Studie ukázaly fytotoxický účinek na vodní makrofyta v koncentracích při minimu 26 mg/l (Dussault a kol. 2008).

**Fluoxetin** je běžně předepisovaný inhibitor, antidepressivum. V povrchových vodách byl v blízkosti výpustí odpadních vod detekován v maximálních koncentracích do 46 ng/l, ve větší vzdálenosti od těchto zdrojů znečištění pak od 12 ng/l (Kolpin a kol. 2002).

**Kyselina klofibrová** je základní metabolit fibrátů, které se používají ke kontrole hladiny lipoproteinů v krvi. Spotřeba fibrátů v ČR vychází na 10 t/rok (Fuksa a kol. 2010).

Mezi nejběžnější látky s estrogenními účinky patří přirozeně se vyskytující estrogenní hormon – estron, **17 $\beta$ -estradiol** (E2) a jeho syntetický analog **17 $\alpha$ -etinylestradiol** (EE2) používaný jako součást hormonálních léčiv, např. antikoncepčních přípravků či léčiv pro hormonální substituční terapii. Tato syntetická látka degraduje pomaleji než přírodní hormony – které jsou však meziprodukty jeho degradace (Fuksa a Svoboda 2007). V dnešní době jsou koncentrace tohoto hormonu v řekách rozvinutých zemí (v ng/l) běžnou dlouhodobou zátěží, což může vést k vymizení některých rybích populací, jelikož u těchto populací již nedojde ani k vytření (Kidd a kol. 2007) v důsledku feminizačního vlivu (Dussault a kol. 2008). Běžně se s nimi lze setkat i v tocích - zejména pod čistírnami odpadních vod (Routledge a kol. 1998).

**$\beta$ -blokátory** jsou léky, které se používají ke snížení vysokého krevního tlaku a pro doléčování pacientů po srdečním infarktu. Mezi nejpoužívanější patří atenolol, metoprolol, sotalol a propranolol. Při testech na organismech jsou nejtoxičtější především pro narušení fotosyntézy (Alder a kol. 2008).

**Triclosan** (TCS) byl používán více než 35 let pro svůj antimikrobiální a antifungální účinek. Nejběžnější formou jeho využití se staly prostředky pro osobní péči včetně mýdel, šamponů, deodorantů a detergentů. Současné užívání může vést k bakteriální rezistenci. Potenciální vliv by měl být zkoumán (především na bentických bezobratlých) (Dussault a kol. 2008).

**Cetyltrimethylammonium bromid** (CTAB) je povrchově aktivní látka neboli surfaktant. Používá se jako antiseptikum či detergent schopný zabít, nebo brzdit růst choroboplodných mikroorganismů. Běžně se používá jako složka mýdel, kondicionérů a různých čisticích prostředků. Koncentrace naměřené v povrchových vodách se pohybují řádově v mg/l (Daughton a Ternes 1999).

**Deltamethrin** je používán především jako kontrola zemědělských hmyzích škůdců a též v průmyslu, lesnictví, skladování výrobků a veterinárních aplikacích. Je aplikován proti komárům v malárii zamořených oblastech (Akerblom a kol. 2008).

**Imidaklopid** je insekticid používaný pro mnoho taxonů bezobratlých a zejména hmyzu. Ve vnitrozemských vodách byl zjištěn v koncentracích v rozmezí 0,2 až 12  $\mu\text{g/l}$  (Tomizawa a Casida 2003).

### **3.3 Vstup léčiv do vodního prostředí**

Léčiva přijímáme perorálně, či povrchem těla (Fuksa a Svoboda 2007). Farmaka jsou metabolizována a posléze vylučována – ledvinami (močí) a játry (stolicí) (Fuksa a kol. 2010b). Tyto látky se dostávají do odpadních vod v relativně rozpustné a polární formě jako glukuronidy, chloridy, sírany apod., které se postupně rozkládají (Fuksa a kol. 2010b). Kanalizace se stává pro léky a jejich metabolity hlavním vstupním místem do životního prostředí. Metabolismus při transportu od člověka přes kanalizaci u jednotlivých látek není znám (Jones a kol. 2002). Existují však i látky, které jsou zcela rezistentní (antiepileptika, cytostatika) (Fuksa a Svoboda 2007), či mají potenciál hromadit se v potravinovém řetězci. Velkou expanzi v minulých desetiletích zaznamenaly kupř. farmaceutické látky obsahující fluorit, které se vyznačovaly lepší biologickou dostupností v lidském těle a dlouhým přetrváváním v životním prostředí (EEA 2010).

Farmaka, která používáme dermatologicky, pronikají do těla přes kůži, ale v procentuálně malém množství. Naprostá většina této léčivé látky je z povrchu těla smyta do odpadních vod v nezměněné, biologicky aktivní, podobě. Jedná se především o diklofenak (78% DDD používáno dermatologicky - uváděno v počtech doporučených denních dávek) a ibuprofen (30% DDD používáno dermatologicky) (Fuksa a kol. 2010b).

Průměrný občan ČR v roce 2008 spotřeboval 500 DDD nespecifikovaných léčiv (DDD jsou uváděny pro vnitřní použití). Významný podíl farmak spotřebovaných v obci tak dorazí kanalizací do čistíren odpadních vod, kam tedy přichází významná zátěž farmak. V České republice je obdobná jako v zemích EU (Fuksa a kol. 2010b).

Ačkoli je obecně koncentrace léčiv (ng/l) v povrchových vodách nižší, než je koncentrace potřebná k toxicitě akutní či chronické, i nízká koncentrace bioaktivních chemikálií může vést k subletálním účinkům (De Lange a kol. 2006).

Expozice kontaminujícím látkám v letálních koncentracích mohou ovlivnit organismy natolik, že jsou změny v chování měřitelné (De Lange a kol. 2009). Behaviorální změna se předpokládá zejména u léků, které jsou navrženy ke změně nálady, chování, nervové funkce či ke snížení stresu (De Lange a kol. 2006), o čemž vypovídá i uvedená studie vlivu fluoxetinu, ibuprofenu, CTAB a karbamazepinu na blešivce *Gammarus pulex*, který je považován za jednoho z nejdůležitějších indikátorů čistých vod (Leroy a kol. 2010). Ukázalo se, že expozice nízkým koncentracím (10 - 100 ng/l) pro fluoxetin a ibuprofen vedla k výraznému poklesu aktivity, zatímco aktivita při vyšších koncentracích (1 g/l - 1 mg/l) byla překvapivě obdobná kontrole. Vliv karbamazepinu na činnost blešivce nebyl tak silný jako u fluoxetinu a ibuprofenu, zatímco testovaný CTAB vyvolal pokles aktivity při rostoucí koncentraci. Možným následkem této snížené aktivity pro *G. pulex* může být snížená schopnost opatřování potravy a pokles růstu populace. Méně aktivní blešivce je snadnou kořistí pro své predátory a tím je snižována jeho schopnost přežití ve společenstvu (De Lange a kol. 2006).

### **3.4 Příčiny variability koncentrací jednotlivých farmak**

Globální farmaceutický trh neustále roste, ačkoli míra růstu byla po několik let klesající. Z hlediska objemu léčebných standardních jednotek je však Evropa (včetně Ruska, Turecka a Ukrajiny) nejpomaleji rostoucím globálním regionem. Růst je u každé skupiny léčiv odlišný. Kupř. objem antibiotik neustále roste, zatímco distribuce hormonálních látek od roku 2006 klesá (EEA 2010).

Látky, které jsou sledovány dnes, zítra zde být nemusí. Popularita jednotlivých léčiv a jejich spotřeba se v čase významně mění a je dlouhodobě nepředvídatelná (Fuksa a kol. 2010b). Záleží na poptávce. Obliba konkrétních léčiv je v jednotlivých zemích a krajích různá a vyvíjí se v čase (Fuksa a kol. 2010a). Průměrná roční spotřeba je pro každý rok specifická, systematický sběr dat u mnoha států není publikován (Fuksa a kol. 2010a). V České republice data roční spotřeby významných léčiv z údajů SUKL (Státní ústav pro kontrolu léčiv) zpracoval a s přísunem na příslušné čistírny odpadních vod porovnal RNDr. Josef Fuksa, CSc. ve Vodohospodářském ústavu věd České republiky.

Jednou ze studií dokumentujících časovou variabilitu přítomnosti chemických látek obecně (ne nutně farmak) je i experiment na blešivci *Echinogammarus stammeri* Karaman. Základem byl výzkum kontaminace chlorovanými látkami (PCB – polychlorované bifenyly, PAH - polycyklické aromatické uhlovodíky, DDT - dichlordifenyltrichlormethylmethan), které se hromadí v tělech *E. stammeri* a stávají se tak zdrojem kontaminace pro další články potravního řetězce v řekách (Vigano a kol. 2007). Ukázalo se, že zjistitelné koncentrace PAH, PCB i DDT byly nalezeny především v malých, ale i ve velkých jedincích *E. stammeri*. Ke kontaminaci došlo především PCB a DDT, přičemž velmi záleželo na biologické dostupnosti, velikosti jedince, kinetických parametrech a selektivitě při krmení. Lze konstatovat, že PCB jsou nejhojnější skupinou kontaminujících látek. Srovnáme-li detekovaná množství PAH s PCB v letech 1996-1997, která byla stanovena v týchž oblastech, zamoření PCB je v zásadě stabilní, zatímco množství PAH, které je výrazně sniženo, tvoří přibližně 50% z předchozího měření (Vigano a kol. 2003). K tomuto zlepšení pravděpodobně došlo šířením vysoce kvalitních domácích paliv a motorů automobilů, které se vyznačují nízkou emisí. Blešivci tedy mohou představovat další zdroj kontaminujících látek, zejména chlorovaných sloučenin, pro mnoho dalších organismů, kteří se jimi živí – s vyšším rizikem pro ty, kteří kořist selektují na menší blešivce (Vigano a kol. 2007).

### 3.5 Směsi léčiv

Většina studií se zaměřuje na toxicitu jednotlivých léčiv, která působí na vybrané organismy (Crane a kol. 2006). V přirozeném vodním prostředí jsou však léčiva přítomna v podobě směsí (Gros a kol. 2007).

Přestože koncentrace jednotlivých léčiv nalezených v recipientech a odpadních vodách jsou nízké (Quinn a kol. 2009), směsi vzniklé kombinací těchto léčiv by si v říčním toku mohly významně ekotoxikologicky odporovat (Brain a kol. 2004). U jednotlivých látek, u nichž je toxicita nízká, však může dojít k zesílení účinků při jejich kombinaci (Cleuvers 2004). Toto tvrzení dokládá studie Quinna a kol. na nezmarovi *Hydra attenuata* o vlivu léčiv vyskytujících se ve směsi v odpadních vodách po celém světě.

Data získaná z výzkumu směsí vybraných farmak byla porovnána s předchozími studiemi toxicity, kde každá farmaceutická látka byla hodnocena individuálně (Quinn a kol. 2008). Prokázala se výrazná morfologická zhoršení, především pomalejší reakce a méně chapadel u *H. attenuata*. Porovná-li se toxicita jednotlivých farmak a toxicita jejich směsí, je patrné, že léky působí aditivně - v koncentracích, které jsou v životním prostředí relevantní ( $\mu\text{g/l}$  -  $\text{ng/l}$ ), přičemž toxické účinky u jednotlivých farmak nemusí být detekovatelné. Z uvedené studie tedy vyplývá, že směsi léčiv v koncentracích, které se nacházejí v životním prostředí, mají potenciál

k produkci chronických morfologických účinků. Akutní účinky na organismy se zatím zdají být nepravděpodobné (Quinn a kol. 2009).

### **3.6 Výběr modelového organismu**

Jedním z nejdůležitějších kroků v oblasti vodních ekotoxikologických studií je najít vhodný modelový organismus. Modelový organismus by měl být široce rozšířený a hojný ve sladkých vodách, měl by být ekologicky relevantní a snadno udržitelný v laboratorních podmínkách (Leroy a kol. 2010). V ideálním případě by měl mít toxikologickou databázi znázorňující jeho relativní senzitivitu k prioritním polutantům, jež jsou stanovovány. Měl by být původní (přirozená součást vodního ekosystému) v hodnocené lokalitě nebo mít podobnou niku jako původní organismy, měl by být ekologicky nebo ekonomicky významný, lehce identifikovatelný a tolerantní k široké paletě fyzikálně-chemických parametrů.

Vybraný druh je nutné znát. Vědět, jak velkou geografickou oblast obývá, zda sezónně migruje. Zda je daný organismus loven ve velké vzdálenosti od expozice či je expozice přechodná během migrace či dravého vyhledávání (Hyndman a kol. 2010). Zde se v praxi často používá ryb v klecích (Hemming a kol. 2004), které figurují jako vhodný referenční vzorek pro porovnávání s ulovenými exponovanými volně žijícími rybami (Hyndman a kol. 2010).

### **3.7 Volba lokality**

Pro srovnatelnost dat terénních studií je stěžejní vhodná volba lokality. Je podstatné, zda k odběru dochází na horním, středním, či dolním úseku toku a jaký je zde průtok. Měřené údaje se na jednotlivých úsecích liší (Kolpin a kol. 2004), stejně tomu je ve stojatých vodách. Důležitý je charakter blízkého okolí. Zda se jedná o silně urbanizovanou, zemědělskou, průmyslovou oblast či volnou přírodu. Každá má svá specifika (Kolpin a kol. 2002). Kupř. bezobratlí žijící v potocích a řekách v zemědělských oblastech jsou vystaveni epizodickým a průběžným vstupům pesticidů, které přispívají ke znečištění vnitrozemských vod a následné ztrátě biologické rozmanitosti, s čímž je třeba kalkulovat.

Svou roli hrají klimatické poměry a roční cykly. Kupř. nedostatek srážek může mít alternativně za následek snížení zředění vyčištěných odpadních vod v recipientu, kde při vypařování dochází k postupnému zvyšování koncentrace těchto vypouštěných látek ve vodním ekosystému (Hyndman a kol. 2010). Jednotlivé výpusti komunálních odpadních vod do toků a vodních nádrží (především v průmyslových oblastech) tak mohou významnou měrou ovlivnit látkové složení vod, tím i jeho oživení a zkreslit tak získávaná data (Ginebreda a kol. 2010).

## **4 Endokrinní disruptory**

### **4.1 Charakteristika EDC**

Je všeobecně známé, že hormony mají rozhodující funkci v regulaci vnitřní homeostázy v organismu a jeho aklimatizaci na faktory životního prostředí (Segner a kol. 2003). Endokrinní disruptory (EDC – endocrine disrupting chemicals) jsou naopak chemické látky narušující endokrinní systém (Liney a kol. 2006), mající potenciál modulovat nebo narušovat syntézu, sekreci, dopravu, vázání, reakci nebo odstraňování endogenních hormonů v těle a tím ovlivňovat homeostázu, vývoj, rozmnožování a chování organismů (Segner a kol. 2003). O narušení endokrinního systému u volně žijících živočichů dosud není dostatek informací, zejména v příčinách a mechanismech těchto jevů (Liney a kol. 2006).

### **4.2 Terénní studie EDC**

V laboratorních studiích je obvykle používáno konstantních expozičních koncentrací, které mohou vyvolat biologické účinky lišící se od těch, kterým jsou vystaveny pozorované organismy v přírodním prostředí (Hyndman a kol. 2010), kde je tomu naopak. Terénní studie, především z vodního prostředí, naznačují vztah mezi expozicí hormonů nebo látek hormony napodobujících a projevem vývojových a reprodukčních změn u exponovaných organismů za podmínek stále se měnících (Oberdörster a Cheek 2000). Tytéž projevy, ke kterým dochází působením endokrinních disruptorů, však mohou být v přirozeném vodním prostředí vyvolány i environmentálními a jinými faktory jako jsou změna teploty a parazitismus. Definitivní příčinný vztah mezi endokrinním narušením a chemickým znečištěním obecně chybí (LeBlanc 2007).

Ve vývoji experimentů při posuzování expozic estrogenů *in situ* je třeba zvážit mnoho faktorů jako je délka expozice (stacionární versus stěhovavé druhy), znalost předešlých expozic organismů (laboratorní versus studia *in situ*) a kontrola koncentrací expozic (jednotlivých sloučenin versus složitých odpadních vod) (Hyndman a kol. 2010). U některých druhů obývajících konkrétní prostředí je navíc nutné počítat s tím, že se mezi nimi mohou vyskytnout i druhy s funkčními specifiky u různých receptorů (Segner a kol. 2003).

### **4.3 Testování EDC**

Jsou látky s endokrinní činností u obratlovců rovněž aktivní u bezobratlých? Není dosud známo. Přičemž možná extrapolace endokrinní sekrece z jednoho živočišného druhu na jiný, nebo do jiných taxonomických skupin, je klíčovou otázkou pro rozvoj strategie testování EDC (Segner a kol. 2003).



Většina studií je zaměřena na ryby (Segner a kol. 2003), u kterých byly zaznamenány zvýšené hladiny prekurzorů vitellogeninu (proteinu vaječného žloutku) v plazmě samců ryb, přijímaných jako biomarker pro expozice estrogenům či xenoestrogenům ve vodních systémech. Tento proces se zdá být podobný u bezobratlých (Quinn a kol. 2004). Bezobratlí živočichové vlastní tyto endokrinní cesty a je pravděpodobné, že jsou teoreticky i stejným způsobem narušovány.

V ekotoxikologii je důraz kladen na studie tří klasických malých laboratorních ryb, především medaka (*Oryzias latipes*), střevle (*Pimephales promelas*) a Zebřička (*Danio rerio*) (Segner a kol. 2003). Za zásadní studii v oblasti výzkumu vlivů estrogenů je považována sedmiletá studie účinků silných syntetických estrogenů EE2 na výše zmíněném *P. promelas* v jezerech v severozápadním Ontariu na subcelulární až populační úrovni, kde bylo poprvé zaznamenáno vymizení celé populace ryb. Volně žijící druhy ryb dožívající se různého věku byly vystaveny obecním odpadním vodám a laboratorní ryby byly vystaveny působení estrogenů. Bylo zaznamenáno narušení pohlavního vývoje a reprodukce samotné vyúsťující k vymizení populace *P. promelas* v důsledku absence vytření.

Výsledky z tohoto rozsáhlého experimentu prokázaly, že vliv přírodních a syntetických estrogenů a látek estrogenům podobných by mohl snížit udržitelnost rybích populací. Chronická expozice *P. promelas* silnému syntetickému estrogenu vedla k feminizaci samců. Byl zjištěn dopad na gonadální vývoj, o čemž svědčí intersex (výskyt obou pohlavních tkání na jedinci zároveň) u samců a změněná oogeneze u samic, které se ocitly blízko vyhynutí ve sledovaném jezeře. Částečný vliv by mohl být přikládán krátkému životnímu cyklu *P. promelas*, u kterého bylo poprvé zaznamenáno zhroucení populace. Druhy ryb s krátkým životním cyklem jsou tak obecně v nebezpečí z expozice estrogenům a jim podobným látkám. Tyto sloučeniny mohou mít za následek ztrátu populace (Kidd a kol. 2007).

Bezobratlí tvoří 95 % žijících druhů živočichů a hrají zásadní roli ve fungování a zdraví vodních ekosystémů (Segner a kol. 2003). Korýši obsazující různé niky, poskytující celou řadu ekologických a ekonomických služeb, jsou hlavní složkou těchto ekosystémů (LeBlanc 2007). Standardizované regulační testy jsou však k dispozici pouze u dvou druhů vodních bezobratlých – pakomár *Chironomus riparius* a různonožec *Hyaella azteca*. Standardní testy kupř. pro nezmaru *Hydra vulgaris*, blešivce *Gammarus pulex* nebo ruduchu *Lemnaea stagnalis* zatím neexistují, přestože jsou tyto druhy často používány v ekotoxikologických výzkumech (Segner a kol. 2003).

*Hyaella azteca* nabízí mnoho výhod jako bioindikátor kvality vody a sedimentu, včetně reprodukce a snadného chovu v laboratorních podmínkách. U tohoto organismu se projevuje vysoká citlivost k různým xenobiotikům (Oviedo-Gómez a kol. 2010). Celý životní cyklus trvá

pouhých 4-6 týdnů (Segner a kol. 2003). *Hyaella azteca* a pakomár *Chironomus tentans* byli použiti ve studii čtyř vybraných PPCP: 17 $\alpha$ -ethynylestradiolu (EE2), atorvastatinu (ATO), karbamazepinu (CBZ) a triclosanu (TCS). Již během experimentu se ukázalo, že *H. azteca* je výrazně citlivější než *C. tentans*, s výjimkou účinků CBZ. Byl počítán rizikový kvocient (hodnota nejnižší toxicity vydělená hodnotou nejvyšší expozice nalezené v literatuře), z něhož vyplynulo, že atorvastatin a karbamazepin nejsou rizikové látky pro bentické bezobratlé (vlivem nízké koncentrace v životním prostředí). Přestože mechanismus účinku EE2 je dobře zdokumentován u obratlovců, role steroidních hormonů u bezobratlých není tak zřejmá. EE2 je sloučenina s nízkým rizikem pro bentické bezobratlé a TCS byl uznán jako nejtoxičtější z řady 4 sloučenin. Z této studie vyplývá, že EE2 a TCS mohou představovat reálné riziko pro bentické bezobratlé (Dussault a kol. 2008).

#### **4.4 Hodnocení estrogen-aktivních látek**

Obecně se uznává, že vitellogenin v kombinaci s hrubou morfologií žláz a histopatologií by měly být základními parametry v hodnocení estrogen-aktivních látek (Segner a kol. 2003). Syntéza vitellogeninu je pod kontrolou estrogenů a tento protein je uznáván jako dobrý biomarker estrogenního působení u ryb (Sumpter a Jobling 1995). Histologie byla zahrnuta jako další cílový bod, jelikož studie prokázaly vhodnou citlivou reakci rybích žláz na expozici EDC vedoucí ke strukturálním změnám od vzhledu varlat po změny na vajíčkách. Histopatologické vyšetření tak může poskytnout vhled kupř. do povahy reprodukční poruchy (Metcalfé a kol. 2000).

#### **4.5 EDC v odpadních vodách**

Ryby žijící v tocích zatížených komunálními odpadními vodami jsou vystaveny chemikáliím, které ovlivňují reprodukční endokrinní funkce (Quinn a kol. 2004). Liney zjistil, že tyto expozice mohou narušit funkci endokrinního systému říčních ryb a způsobují trvalé změny ve struktuře a funkci reprodukčního systému (Liney a kol. 2006). Již je doložena feminizace samců ryb v souvislosti s přítomností přírodního estrogenu 17 $\beta$ -estradiolu (E2) a syntetického estrogenu 17 $\beta$ -ethynylestradiolu (EE2). Tyto přírodní a syntetické estrogeny jsou vypouštěny do recipientů neošetřenými i ošetřenými odpadními vodami a nacházejí se i v životním prostředí (EEA 2010). Směsi jednotlivých estrogenů a jim podobných látek obsažených v odpadních vodách se liší schopností vyvolat různý druh reakcí (Quinn a kol. 2004). Na Zebříčce byla provedena studie vlivu expozice ethynylestradiolu (EE2), bisfenolu A (BPA) a octylphenolu (OP) v různých částech životního cyklu.

Mortalita Zebřiček vystavených EE2 nebyla větší než u rybek kontrolních, ale při vyšších koncentracích byl snížen růst mladých jedinců. Expozice estrogenům v životním cyklu měla za následek zpomalený vývoj, a tedy zpožděný nástup tření, snížený počet vajíček na jednu samičku a sníženou úspěšnost oplození. Nicméně se po skončení expozice ukázalo, že vychýlený poměr pohlaví se vrátil k poměru srovnatelnému s kontrolami. Stejně tak expozice BPA a OP vedly ke stejným změnám, jak je popsáno pro EE2, avšak při vyšších v životním prostředí se nevyskytujících koncentracích. Expozice části životního cyklu Zebřičky měla trvalý vliv na vývoj a reprodukci pouze tehdy, když byly Zebřičky vystaveny vlivu těchto látek v průběhu fáze diferenciaci bisexuálních pohlavních žláz. Lze tedy konstatovat, že při gonadální diferenciaci může EE2 způsobit ve vývoji a reprodukci spíše změny přechodné než trvalé a nevratné (Segner a kol. 2003).

Reprodukční poruchy však nemusí nutně vzniknout v důsledku účinků estrogenů samotných, ale i dlouhodobé expozice odpadních vod mohou mít vliv na reprodukční, endokrinní a imunitní systém, genotoxicitu a nefrotoxicitu (Liney a kol. 2006).

#### **4.6 Endokrinní systém bezobratlých**

Život bezobratlých živočichů včetně rozmnožování, proměny, diapauzy a regenerace je složitý. Není zřejmé, zda estrogény obratlovců a estrogenům podobné látky rovněž představují riziko pro bezobratlé. Strukturální podobnosti estrogenů obratlovců poukazují totiž na možnost, že by tyto estrogení látky mohly interferovat s endogenními steroidy u bezobratlých (Segner a kol. 2003).

Znalost endokrinního systému bezobratlých živočichů je ve srovnání s obratlovcem omezená, avšak tři skupiny (korýši, hmyz a měkkýši) jsou prostudovány poměrně podrobně (Segner a kol. 2003). Populační studie u těchto skupin prokázaly vliv endokrinních disruptorů na narušení růstu, svlékání, rozmnožování, zrání, pohlavního vývoje a přijímání potravy, které znamenají narušení endokrinního systému, životního prostředí (LeBlanc 2007, Wang a kol. 2005).

Endokrinní kontrolní systémy ve vývoji, růstu a rozmnožování bezobratlých jsou ve velké míře závislé na steroidech a peptidických hormonech. Jejich úspěch částečně pramení v neuro-endokrinní signální kaskádě, která reguluje fyziologii v reakci na životní prostředí a vnitřní podněty. Peptidové hormony jsou u bezobratlých hlavní snímače signálu. Jejich hyperglykemické hormony upravují různé aspekty růstu, reprodukce a metabolismu. Mohou fungovat jako terminální hormon regulující některé fyziologické aktivity, nebo jako meziprodukt v signální kaskádě (Segner a kol. 2003). Ekdysteroidy (specifické steroidy) a terpenoidy

(juvenilní hormony) jsou dvě hlavní třídy terminálních signálních molekul v těchto kaskádách u korýšů a hmyzu.

Juvenoidy (methyl farnesoát či juvenilní hormon III) jsou endogenní hormony u korýšů a hmyzu, které se ukázaly být stěžejní pro stimulaci samčího pohlaví. Bylo doloženo, že pesticidní regulátory růstu u hmyzu napodobují působení juvenilního hormonu III hmyzu a mohou napodobovat činnost methyl farnesoátu u korýšů. Osmnáct chemických látek hodnocených pro agonistu juvenoidů a dva růstové regulátory u hmyzu (pyriproxyfen a fenoxycarb) vykazovaly silnou agonistickou činnost při působení na *Daphnia magna* (kmen Arthropoda). U methyl farnesoátu a juvenilního hormonu III spolu s insekticidy pro regulaci růstu hmyzu pyriproxyfenem, fenoxycarbem a methoprenem byla zjištěna pozitivní odpověď na agonistickou činnost juvenoidu. V rámci své studie Wang zjistil, že samčí určení pohlaví je pod regulační kontrolou juvenoid hormonu, pravděpodobně methyl farnesoátu, a ten začíná být používán jako cílový bod k odhalení chemických látek modulujících aktivitu juvenoidu (Wang a kol. 2005).

#### **4.7 Vliv odpadních vod na endokrinní systém bezobratlých**

Pro výzkum vlivu odpadních vod na endokrinní systém bezobratlých se nejčastěji užívá měkkýšů a korýšů. Životní cyklus bentických sladkovodních měkkýšů může být v ohrožení pro jejich vysokou filtrační rychlost, flexibilní hromadění v těle a biokoncentraci látek, zejména nyní, kdy se endokrinní disruptory, především z chemických výrobků, nacházejí prostřednictvím odpadních vod ve vodním prostředí (Quinn a kol. 2004).

*Dreissena polymorpha* (kmen Mollusca) byla podrobena studii vlivu endokrinních disruptorů při dlouhodobé expozici (112 dní). Biometrická měření (délka, šířka, celková hmotnost, hmotnost schránky a váha suché i mokré tkáně) byla provedena pro odhad stavu živočichů a histologická vyšetření prokázala morfologický nálezk, kdy u pozorovaných samčích žláz měla *D. polymorpha*, vystavená čištěným odpadním vodám, zvětšenou intersticiální tkáň semenotvorných kanálků. Ta byla trvale větší u samců vystavených městské odpadní vodě než u samců kontrolních. Obě exponované a kontrolní samčí i samičí *D. polymorpha* měly v počátečním stádiu aktivní vývoj žláz. Rozhodující byla fáze spermatogonie spermatocytů u samců a ovogonie oocytů v pre-vitellogenezi u samic. U zkoumaných samců bylo pozorováno, že obsahují čím dál méně rozvinuté spermatocyty než samci kontrolní. Lze konstatovat, že došlo k vážnému narušení endokrinního systému a schopnosti reprodukce (Quinn a kol. 2004).

Při dalším výzkumu na sladkovodním plži *Marisa cornuarietis* bylo zjištěno, že bisfenol A (BPA), vyskytující se v odpadních vodách, indukuje super feminizační syndrom, který je charakterizován tvorbou dalších samičích orgánů, rozšířením přídatné pohlavní žlázy,

hrubou malformací vejcovodu a stimulací vajec vedoucí ke zvýšené úmrtnosti samic. Ukázalo se, že předožábří (Prosobranchiata) jsou ovlivněni BPA dokonce při nižších koncentracích než jiné skupiny volně žijících vodních živočichů (záleží však i na expozičních podmínkách). Afinity BPA k vazebným místům estrogenu u *M. cornuarietis* je tedy vyšší než k receptoru estrogenu u vodních obratlovců (Oehlmann a kol. 2006).

## 5 Predace

### 5.1 O predaci obecně

Predace je významnou hnací silou dynamiky populací a společenstev, kdy přítomnost predátora ovlivňuje počet a druhové složení jeho kořisti v dané lokalitě, čímž se podílí na udržování rovnováhy a zvyšování diverzity. Kromě přímých letálních účinků na kořist, které vyplývají z predace, samotná přítomnost dravců může ovlivnit bohatství, morfologii, fyziologii, vývoj a chování kořisti (Kats a Dill 1998).

### 5.2 Energetické náklady při predaci

Podle ekologické teorie se vodní hmyz při vnímání predačního rizika rychle adaptuje a v nastalé situaci volí mezi výhodou úspory energie s rizikem, že bude uloven dravcem (Benard 2004) a únikovým chováním, které může odvrátit ulovení, avšak vést ke zhoršenému obstarávání potravy na základě ztráty energie. Jedná se tedy u kořistí o kompromis mezi energetickým ziskem s rizikem ulovení a možností úniku s energetickými výdaji (Beckerman a kol. 2007). S přežitím ve společenstvu jsou tak spojené energetické náklady, které kořist podstupuje v případě, že z nich v daném riziku plynou výhody (kupř. zachování existence) (DeWitt a kol. 1998).

V přítomnosti predátorů byly prokázány vyšší metabolické nároky na kořist, které se projeví zvýšenou spotřebou kyslíku. Ta je odrazem zvýšených nákladů na ostražitost při hrozbě predace (Beckerman a kol. 2007). Energetická bilance se může projevit nejenom zvýšenou spotřebou kyslíku, ale také zpožděním vývoje či menší velikostí organismů při vývoji (Benard 2004).

### 5.3 Chemické podněty

Chemické podněty jsou ve vodním prostředí velmi důležité v kombinaci s podněty vizuálními, mechanickými a sluchovými. Usnadňují zprostředkovat včasné a účinné zareagování na predátora (Dicke a Grostal 2001). Chemické informace spočívají v kairomonech (dravcem vypouštěných alarmujících látkách) a v látkách uvolňujících se z poraněných jedinců stejného druhu. Umožňují posoudit výši predačního rizika (Pestana a kol. 2009).

Předpoklad, že živočichové v roli kořisti reagují na dravce s intenzitou, která odpovídá riziku predace dle získané citlivosti na hrozbu predátora, ověřoval Ferrari a kol. V této studii bylo sledováno chování ryby *Pimephales promelas* pocházející z rybníka, ve kterém je potvrzen výskyt jen jednoho dalšího druhu ryby, nikoliv dravce. Pokusy prokázaly, že ryby z tohoto a okolních rybníků nevykazují vrozené vnímání podnětů dravců. Bylo zjišťováno, zda se tento

druh naučí rozpoznávat neznámého dravce (štika severní, *Esox lucius*) takovým způsobem, aby byl schopen zintenzivnit svou reakci podle vzniklé výše predační hrozby. *Pimephales promelas* byl vystaven buď vysoké, nebo nízké koncentraci zápachu *Esox lucius*. Následující den byly obě skupiny ryb testovány na reakce při vysoké, nebo nízké koncentraci zápachu *E. lucius*. *P. promelas* následně dané koncentraci zápachu odpověděl s vyšší intenzitou na vyšší koncentrace a s nižší intenzitou na nižší koncentrace zápachu *E. lucius*. Během jedné zkušební klimatizace se *P. promelas* v ohrožení učily vnímat totožnost dravce a použily zkušenost s koncentrací zápachu dravce při dalších interakcích s dravcem (Ferrari a kol. 2006).

#### **5.4 Predace a kontaminace pesticidy**

Bezobratlí žijící v potocích a řekách v blízkosti zemědělských oblastí jsou vystaveni epizodickým a průběžným vstupům pesticidů, které přispívají ke znečištění vnitrozemských vod a následné ztrátě biologické rozmanitosti. V přírodních podmínkách pesticidy reagují ve shodě s statními abiotickými a biotickými stresory, vyvíjejí negativní dopady na vodní ekosystémy. Nicméně, studie ekologie se často zaměřují na účinky jednotlivých faktorů a tuto interakci opomíjejí (Quinn a kol. 2004).

Kontaminace pesticidy může mít větší negativní dopad na vodní hmyz při současném vnímání přítomnosti predátorů. Vyhýbání se predátorovi může mít pro larvy vodního hmyzu za následek snížení času stráveného opatřováním potravy s důsledky v pomalejším tempu růstu a zpomalení vývoje (McPeck a Peckarsky 1998). Sub-letální koncentrace pesticidů může ovlivnit energetický příjem a výdaj a tím také zpomalit růst a vývoj jedince (Pestana a kol. 2009). Chování, které vede ke snížení růstu či ke změnám ve vývoji, může být zvláště nebezpečné pro hmyz s krátkým stádiem dospělců, kde je jejich plodnost určena podle velikosti larvy při proměně (Peckarsky a kol. 2001). Je zřejmé, že snížení tempa růstu či velikosti má spojitost s ovlivněním úspěchu reprodukce a tím celé populační dynamiky a životaschopnosti (Pestana a kol. 2009).

V této ukázkové studii vlivu pesticidu imidaklopridu v kombinaci s různým množstvím přidaných chemických podnětů dravců byla kromě larvy pakomára *Chironomus riparius* použita také larva chrostíka *Sericostoma vittatum*. Jako modelový dravec byl z obratlovců vybrán pstruh *Salmo trutta Linnaeus*.

Při nízkých koncentracích imidaklopridu byly u obou bezobratlých prokázány změny v chování - snížení aktivity a nekontrolované svalové kontrakce, které mohou omezit potravní aktivitu a následně narušit krmení a růst. U *C. riparius* bylo toto chování pozorované i při zvýšeném predačním riziku. Tyto dva stresory (chemické působení imidaklopridu a zvýšené predační riziko) sdílejí podobný způsob ekotoxikologického účinku. I další výsledky naznačují

kupř. možnost nepřímých účinků pesticidů na náchylnost k predaci, kde imidaklopid výrazně zhoršuje hrabavé chování larev obou druhů, a tak zvyšuje riziko úmrtnosti rybí predací (Pestana a kol. 2009).

Reakce *C. riparius* byly výraznější za vyšších koncentrací chemických podnětů predátorů. U *C. riparius* tak byla objevena přizpůsobivost na koncentraci predátorových chemických signálů vedoucí k rozdílnému vnímání úrovně predačního rizika (Pestana a kol. 2009). U *S. vittatum* nebyly pozorovány statisticky odlišné změny při krmení za různých úrovní vnímaného predačního rizika. Tento jev se příkládá nižší schopnosti reakce na přítomnost dravců. Důvodem by mohlo být jejich obranné pancéřování, které představuje efektivní antipredační ochranu a zároveň maskuje larvy a zvyšuje manipulační čas při napadení dravcem. Tito chrostíci vykazují nízkou pohybovou aktivitu a jsou běžně k nalezení skrytí pod sedimenty nebo organickým materiálem a obvykle jsou aktivnější v noci (vyhýbavé chování před dravci). Byl tedy prokázán významný vliv v životním prostředí reálných koncentrací imidaklopidu ve všech studovaných cílových bodech, dokonce i akutní toxicita imidaklopidu při nízkých koncentracích (Pestana a kol. 2009).



## 6 Závěr

Silné organické znečištění řek vystřídalo znečištění minerálními živinami (N, P) a specifickými polutanty, mezi nimi PPCP (farmaka a další chemické látky, které jsou člověkem využívány). Jsou to syntetické látky, které mají významný biologický účinek (především farmaka) a problematický rozklad.

Léčiva se do sladkovodních ekosystémů dostávají z komunálních odpadních vod. V koncentracích, ve kterých se nacházejí v životním prostředí, mají potenciál k produkci chronických morfologických účinků. Akutní účinky na organismy se zatím zdají být nepravděpodobné.

Jednotlivé léky navržené např. ke změně nálady, chování, nervové funkce či ke snížení stresu mohou vést (model *Gammarus pulex*) k poklesu aktivity, neschopnosti opatřování potravy a následnému poklesu růstu populace. Pro nedostatečnou aktivitu je jedinec snadnou kořistí a je snižována jeho schopnost přežití ve společenstvu.

Organismy v roli kořisti při predaci volí mezi úsporou energie s rizikem ulovení a možností úniku s energetickými výdaji. S přežitím jednotlivce ve společenstvu jsou tak spojené energetické náklady, které kořist podstupuje v případě, že z nich v daném riziku plynou výhody (např. zachování existence).

Směsi léků působí v akvatických ekosystémech aditivně v koncentracích, které jsou v životním prostředí relevantní, přestože toxické účinky jednotlivých farmak nemusí být detekovatelné.

Populace ryb mohou být prokazatelně ovlivňovány přírodními a syntetickými estrogeny, které vedou k feminizaci samců ztrácejících schopnost reprodukce, kdy může následovat i vymizení populace (model *Pimephales promelas*).

Do PPCP řadíme i chlorované látky, které se svým působením ve sladkovodních ekosystémech mohou nakumulovat v tělech blešivců a kontaminovat tak vyšší články potravních řetězců vodních společenstev. Řadí se sem i bisfenol A, který může indukovat super feminizační syndrom u ryb a narušit tak poměr pohlaví druhu, či pesticid imidakloprid dosahující změn v chování bezobratlých organismů.

Specifických polutantů je bezpočet a mechanismů jejich působení na akvatická společenstva rovněž. Pochopení těchto mechanismů ve sladkovodním prostředí může být nakonec prospěšné i samotnému člověku – neboť kdo ví, co právě pijeme.

## 7 Seznam použité literatury

- A°kerblom N., Arbjork C., Hedlund M., Goedkoop W. (2008): Deltamethrin toxicity to the midge *Chironomus riparius* Meigen—Effects of exposure scenario and sediment quality. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 70, 53–60
- Alder A.C., Maurer M., Escher B., Richte P., Richter M., Schaffner C. (2008): Odbourávání léků při čištění odpadních vod. *SOVAK Časopis oboru vodovodů a kanalizací*, 28-29
- Beckerman A.P., Wieski K., Baird D.J. (2007): Behavioural versus physiological mediation of life history under predation risk. *Oecologia* 152, 335–343
- Benard M.F., (2004): Predator-induced phenotypic plasticity in organisms with complex life histories. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 35, 651–673
- Brain R.A., Johnson D.J., Richards S.M., Hanson M.L., Sanderson H., Lam M.W. (2004): Microcosm evaluation of the effects of and eight pharmaceutical mixture to the aquatic macrophytes *Lemna gibba* and *Myriophyllum sibiricum*. *Aquatic Toxicology* 70, 23–40
- Cleuvers M. (2004): Mixture toxicity of the anti-inflammatory drugs diclofenac, ibuprofen, naproxen, and acetylsalicylic acid. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 59, 309-315
- Crane M., Watts C., Boucard T. (2006): Chronic aquatic environmental risks from exposure to human pharmaceuticals. *Science Total Environment* 367, 23–41
- Daughton C.G., Ternes T.A., (1999): Pharmaceuticals and personal care products in the environment, Agents of subtle change?. *Environmental Health Perspectives* 107, 907-938
- De Lange H.J., Noordoven W., Murkc A.J., L`urling M., Peeters E.T.H.M. (2006): Behavioural responses of *Gammarus pulex* (Crustacea, Amphipoda) to low concentrations of pharmaceuticals. *Aquatic Toxicology* 78, 209–216
- DeWitt T.J., Sih A., Wilson D.S. (1998): Costs and limits of phenotypic plasticity. *Trends in Ecology and Evolution* 13, 77–81
- Dicke M., Grostal P. (2000): Chemical detection of natural enemies by arthropods: an ecological perspective. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32, 1–23
- Dussault E.B., Balakrishnan V.K., Sverko E., Solomon K.R., Keith R., Sibley P.K., Paul K. (2008): Toxicity of human pharmaceuticals and personal care products to benthic invertebrates. *Environmental toxicology and chemistry* 27, 425-432
- Ferrari M.C.O., Capitania-Kwok T., Chivers D.P. (2006): The role of learning in the acquisition of threat-sensitive responses to predator odours. *Behav Ecol Sociobiol* 60, 522–527

- Fuksa J.K., Svoboda J. (2007): Znečištění řek klesá – ale je tu stále a vyvíjí se. *Vodní hospodářství* 57, 15-16
- Fuksa J.K., Svoboda J., Svobodová A. (2010b): Bolí vás něco? Kolik léčiv od nás přiteče do ČOV?. *Vodní hospodářství* 60, 16-19
- Fuksa J.K., Váňa M., Wanner F. (2010a): Znečištění povrchových vod farmaky a možnosti jejich nálezu ve zdrojích pitné vody. *Vodárenská biologie*, 186-190
- Ginebreda A., Muñoz I., Alda M.L., Brix R., López-Doval J., Barceló D. (2010): Environmental risk assessment of pharmaceuticals in rivers: Relationships between hazard indexes and aquatic macroinvertebrate diversity indexes in the Llobregat River (NE Spain). *Environment International* 36, 153–162
- Gros M., Petrovic M., Barcelo D. (2007): Wastewater treatment plants as a pathway for aquatic contamination by pharmaceuticals in the Ebro river basin (Northeast Spain). *Environmental Toxicology and Chemistry* 26, 1553–62
- Hemming J.M., Allen H.J., Thuesen K.A., Turner P.K., Waller W.T., Lazorchak J.M., Lattier D., Chow M., Denslow N., Venables B., (2004): Temporal and spatial variability in the estrogenicity of a municipal wastewater effluent. *Ecotoxicology Environmental Safety* 57, 303–310
- Hyndman K.M., Biales A., Bartell S.E., Schoenfuss H.L. (2010): Assessing the effects of exposure timing on biomarker expression using 17 $\alpha$ -estradiol. *Aquatic Toxicology* 96, 264–272
- Jones O.A.H., Voulvoulis N., Lester J.N. (2002): Aquatic environmental assessment of the top 25 English prescription pharmaceuticals. *Water Research* 36, 5013–5022
- Jones O.A.H., Voulvoulis N., Lester J.N. (2002): Aquatic environmental assessment of the top 25 English prescription pharmaceuticals. *Water Research* 36, 5013–5022
- Kats L.B., Dill L.M. (1998): The scent of death: chemosensory assessment of predation risk by prey animals. *Ecoscience* 5, 361–394
- Kidd K.A., Blanchfield P.J., Mills K.H., Palace V.P., Evans R.E., Lazorchak J.M., Flick R.W. (2007): Collapse of a fish population after exposure to a synthetic estrogen. *ENVIRONMENTAL SCIENCES* 104, 8897–8901
- Kidd K.A., Blanchfield P.J., Mills K.H., Palace V.P., Evans R.E., Lazorchak J.M., Flick R.W. (2007): Collapse of a fish population after exposure to a synthetic estrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104, 8897-8901
- Kim Y., Choi K., Jung J., Park S., Kim P.G., Park J. (2007): Aquatic toxicity of acetaminophen, carbamazepine, cimetidine, diltiazem and six major sulfonamides, and their potential ecological risks in Korea. *Environment International* 33, 370-375

- Kolpin D.W., Furlong E.T., Meyer M.T., Thurman E.M., Zaugg S.D., Barber L.B., Buxton H.T. (2002): Pharmaceuticals, Hormones, and Other Organic Wastewater Contaminants in U.S. Streams, 1999-2000: A National Reconnaissance. *Environmental Science and Technology* 36, 1202-1211
- Kolpin D.W., Skopec M., Meyer M.T., Furlong E.T., Zaugg S.D. (2004): Urban contribution of pharmaceuticals and other organic wastewater contaminants to streams during differing flow conditions. *Science of the Environment* 328, 119-130
- LeBlanc G.A. (2000): Crustacean endocrine toxicology: a review. *Ecotoxicology* 16, 61–81
- Leroy D., Haubruge E., DePauw E., Thome J.P., Francis F. (2010): Development of ecotoxicoproteomics on the freshwater amphipod *Gammarus pulex*: Identification of PCB biomarkers in glycolysis and glutamate pathways. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 73, 343–352
- Liney K.E., Hagger J.A., Tyler C.R., Depledge M.H., Galloway T.S., Jobling S. (2006): Health Effects in Fish of Long-Term Exposure to Effluents from Wastewater Treatment Works. *Environmental Health Perspectives* 114, 81-89
- McPeck M.A., Peckarsky B.L. (1998): Life histories and the strengths of species interactions: combining mortality, growth, and fecundity effects. *Ecology* 79, 867–879
- Metcalf T.L., Metcalfe C.D., Kiparissis Y., Niimi A.J., Foran C.M., Benson W.H. (2000): Gonadal development and endocrine response in the Japanese medaka (*Oryzias latipes*) exposed to o,p0- DDT in water or through maternal transfer. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19, 1893–1900
- Montforts M., Brandt I., Hutchinson T. (2007): Summary of workshop on environmental assessment of human medicines: development and use of aquatic toxicity data. *Drug Information Journal* 41, 203–209
- Oberdorster E., Cheek A.O. (2000): Gender bender at the beach: endocrine disruption in marine and estuarine organisms. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20, 23–36
- Oehlmann J., Schulte-Oehlmann U., Bachmann J., Oetken M., Lutz I., Kloas W., Ternes T.A. (2006): Bisphenol A Induces Superfeminization in the Ramshorn Snail *Marisa cornuarietis* (Gastropoda: Prosobranchia) at Environmentally Relevant Concentrations. *Environmental Health Perspectives* 114, 127–133
- Oviedo-Gómez D.G.C., Galar-Martínez M., García-Medina S., Razo-estrada C., Gómez-Olivána L.M. (2010): Diclofenac-enriched artificial sediment induces oxidative stress in *Hyalella azteca*. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 29, 39–43

- Peckarsky B.L., Taylor B.W., McIntosh A.R., McPeck M.A., Lytle D.A. (2001): Variation in mayfly size at metamorphosis as a developmental response to risk of predation. *Ecology* 82, 740–757
- Pestana J.L.T, Loureiroa S., Bairdc D.J., Soares A.M.V.M. (2009): Fear and loathing in the benthos: Responses of aquatic insect larvae to the pesticide imidacloprid in the presence of chemical signals of predation risk. *Aquatic Toxicology* 93, 138–149
- Quinn B., Gagné F., Blaise C., (2009): Evaluation of the acute, chronic and teratogenic effects of a mixture of eleven pharmaceuticals on the cnidarian, *Hydra attenuata*. *Science of the Total Environment* 407, 1072-1079
- Quinn B., Gagné F., Costello M., McKenzie C., Wilson J., Mothersill C. (2004): The endocrine disrupting effect of municipal effluent on the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*). *Aquatic Toxicology* 66, 279–292
- Results of an EEA workshop (2010): Pharmaceuticals in the environment. EEA Technical report, 3-34
- Segner H., Carroll K., Fenske M., Janssen C.R., Maack G., Pascoe D., Schafers C., Vandenberg G.F., Watts M., Wenzel A. (2003): Identification of endocrine-disrupting effects in aquatic vertebrates and invertebrates: report from the European IDEA project. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 54, 302–314
- Sumpter J.P., Jobling S. (1995): Vitellogenesis as a biomarker for estrogenic contamination of the aquatic environment. *Environmental Health Perspective* 103, 173–178
- Tomizawa M., Casida J.E. (2003): Selective toxicity of neonicotinoids attributable to specificity of insect and mammalian nicotinic receptors. *Annual Review of Entomology* 48, 339–364
- Viganò L., Farkas A., Guzzella L., Roscioli C., Erratico C. (2007): The accumulation levels of PAHs, PCBs and DDTs are related in an inverse way to the size of a benthic amphipod (*Echinogammarus stammeri* Karaman) in the River Po. *Science of the Total Environment* 373, 131–145
- Wang H.Y., Olmstead A.W., Li H., LeBlanc G.A. (2005): The screening of chemicals for juvenoid-related endocrine activity using the water flea *Daphnia magn.* *Aquatic Toxicology*, 193–204