

*Ing. Vyháčková*  
VÝZKUMNÝ ÚSTAV RYBÁŘSKÝ A HYDROBIOLOGICKÝ  
VODŇANY

# KOVY V EKOSYSTÉMECH POVRCHOVÝCH VOD

EDICE

METODIK



VÝZKUMNÝ ÚSTAV RYBÁŘSKÝ A HYDROBIOLOGICKÝ  
JIHOČESKÉ UNIVERZITY SE SÍDLEM VE VODŇANECH  
*Oddělení vodní toxikologie a nemoci ryb*

Z. SVOBODOVÁ, J. MÁCHOVÁ, B. VYKUSOVÁ, V. PIAČKA

## KOVY V EKOSYSTÉMECH POVRCHOVÝCH VOD

č. 49

Vodňany

1996

ISBN 80-85887-06-1

## Obsah

strana

Geneze .....	3
Kovy v jednotlivých složkách ekosystému povrchových vod .....	3
Voda .....	3
Sedimenty dna .....	6
Potravní organismy ryb .....	8
Ryby .....	10
Řasy, makrofyta .....	17
Nárosty .....	17
Další vodní organismy .....	18
Vodní ptactvo .....	18

Mnohé kovy jsou v malých množstvích pro organismy vodního prostředí nezbytné (Co, Cu, Fe, Mn, Cr, Zn, Mo aj.), ale ve vyšších koncentracích mohou být škodlivé. Mezi toxické prvky vyskytující se ve vodních ekosystémech patří zejména Hg, Pb, As, Se, Cd, Be, Cu, Zn, Ni, Ba, V, Ag.

## Geneze

Téměř všechny kovy jsou ve stopových množstvích přirozeně obsaženy ve vodách a v dalších složkách vodního ekosystému v závislosti na geologických podmínkách. V okolí rudných nalezišť může dojít ke značnému obohacení vodního ekosystému kovy (např. ve složkách ekosystému řeky Hornádu a Hnilce je zjišťováno velké množství rtuť). V tomto případě se jedná o přirozené pozadí a při nálezů zvýšených koncentrací kovů o přirozené znečištění. Naproti tomu znečištění přicházející do vod následkem činnosti člověka je tzv. antropogenní. Hlavními zdroji antropogenního znečištění ekosystémů povrchových vod kovy jsou:

- odpadní vody z těžby a zpracování rud, z hutí, válcoven, povrchové úpravy kovů, fotografického, polygrafického, textilního, kožedělného a chemického průmyslu aj.
- výluhy ze skládek a kalových deponií
- atmosférické srážky znečištěné exhalacemi vznikajícími při spalování fosilních paliv a odpadů a výfukovými plyny motorových vozidel
- splachy z polí, např. Cd z fosfátových hnojiv, kovy z některých pesticidů
- odpady z živočišné výroby
- aplikace sloučenin kovů do povrchových vod za účelem omezení nebo likvidace některých organismů (např. modrá skalice -  $\text{CuSO}_4 \cdot 5 \text{H}_2\text{O}$  byla jako algicidní prostředek opakovaně aplikována v 70. letech do údolní nádrže Skalka u Chebu k potlačení vodního květu nebo Kuprikol 50 - úč. látka 47,5 % mědi ve formě oxychloridu - je doporučován v dávce 15 - 30  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  při hloubce rybníka 1 m k likvidaci vodních plžů - meziphostitelů trematod ryb apod.).

## Kovy v jednotlivých složkách ekosystému povrchových vod

### Voda

K obohacení vody kovy dochází stykem s horninami a půdou (sedimenty dna). Množství kovů ve vodě závisí jednak na imobilizačních procesech (srážení při zvýšení hodnoty pH a za oxidačních podmínek, příp. výměně iontů, adsorpce na nerozpuštěných látkách a sedimentech, inkorporace do biomasy vodních organismů), jednak na procesech remobilizačních (rozpuštění při snížení hodnoty pH a za redukčních podmínek, desorpce, uvolňování z odumřelé biomasy). Vliv oxidačné

redukčních podmínek na kumulaci a uvolňování kovů ze sedimentů však není zcela jednoznačný. Závisí na druhu kovu a na tom, v jaké chemické formě je kov ve vodě přítomen. Např. redukční podmínky podporují uvolňování manganu a železa, oxidační podmínky uvolňování kadmia. Rovněž vliv pH není zcela jednoznačný. U převážné většiny kovů klesá jejich rozpustnost a mobilita se zvyšující se pH. Naproti tomu u kovů, které jsou přítomny ve formě aniontů (např. molybden), s rostoucím pH vzrůstá jejich rozpustnost a mobilita.

Sloučeniny kovů se vyskytují ve vodě ve formě rozpustné nebo ve formě nerozpustné. Z chemického hlediska mohou být kovy přítomny buď jako jednoduché kationty či anionty, nebo ve formě komplexních sloučenin anorganických a organických. Rozpustné formy a jednoduché ionty kovů přecházejí snáze do ryb a dalších vodních organismů. Naproti tomu nerozpustné formy a komplexní sloučeniny kovů nemohou do organismů přecházet přímo a jsou tedy za daných podmínek výrazně méně toxické. Komplexní a nerozpustné sloučeniny jsou však potenciálním zdrojem jednodušších, a tedy toxicitějších sloučenin, které se z nich mohou uvolnit i při nepatrné změně hydrochemických a hydrobiologických podmínek. Z toho vyplývá, že toxicita kovů nezávisí pouze na jejich celkové koncentraci ve vodě, ale především na koncentraci volných jednoduchých iontů. O formě výskytu kovů ve vodě rozhodují fyzikálně chemické vlastnosti vody.

Diference toxicity kovů pro vodní organismy je proto značná. Tato diference může být příčinou nesrovnatelnosti toxikologických údajů uváděných v literatuře.

Jako příklad lze uvést rozdílné hodnoty 48hLC50  $\text{CuSO}_4 \cdot 5 \text{H}_2\text{O}$  pro kapra obecného získané v testu toxicity s rybníční vodou /pH 7,6; KNK<sup>\*)</sup> do pH 4,5 - 2,2  $\text{mmol.l}^{-1}$ ;  $\text{CHSK}_{\text{Mn}}$ <sup>\*\*)</sup> - 32  $\text{mg.l}^{-1}$ / a se studniční vodou /pH 6,2; KNK do pH 4,5 - 0,6  $\text{mmol.l}^{-1}$ ;  $\text{CHSK}_{\text{Mn}}$  2,2  $\text{mg.l}^{-1}$ /. Při testu s rybníční vodou byla 48hLC50 8,1  $\text{mg.l}^{-1}$ , při testu se studniční vodou 1,5  $\text{mg.l}^{-1}$ . Ve vodě s vyšší koncentrací organických látek vytváří měď organomédnaté komplexní sloučeniny, ve vodě s vyšší hodnotou pH málo rozpustné hydroxidy a ve vodě s vyšší kyselinovitou neutralizační kapacitou se měď vysráží ve formě nerozpustného uhličitanu měďnatého. Při uvádění výsledků testů toxicity s kovy je proto nutno vždy uvést charakter vody, ve které byl test prováděn (zejména pH, koncentraci Ca + Mg, kyselinovou neutralizační kapacitu, CHSK, přítomnost komplexotvorných sloučenin). Pro účinnost algicidních a moluskocidních látek na bázi kovů používaných ve vodním prostředí platí stejné zásady jako pro toxicitu. Aby použitá dávka algicidu nebo moluskocidu byla účinná, musí být stanovena na základě charakteru vody v ošetřovaném rybníce nebo nádrži.

\*) KNK - kyselinovou neutralizační kapacitou se rozumí látkové množství silné jednosytné kyseliny v  $\text{mmol}$ , které spotřebuje 1 litr vody na dosažení hodnoty pH 4,5

\*\*\*)  $\text{CHSK}_{\text{Mn}}$  - chemická spotřeba kyslíku za použití manganistanu draselného jako oxidačního činidla. Jedná se o nepřímou metodu určování koncentrace organických látek ve vodě. Při stanovování  $\text{CHSK}_{\text{Mn}}$  se na koncentraci organických látek ve vodě usuzuje podle množství oxidačního činidla (v tomto případě manganistanu draselného), které se za určitých podmínek musí vynaložit na jejich oxidaci

Míra zatížení povrchových vod kovy na území ČR se posuzuje podle Nařízení vlády ČR č. 171/1992 Sb., jímž se stanoví ukazatele přípustného stupně znečištění vod. V příloze tohoto nařízení jsou uvedeny 3 skupiny ukazatelů.

Ukazatele I stanovují nejvyšší přípustnou míru znečištění odpadních a zvláštních vod v místě jejich vypouštění do povrchových vod (emisní princip).

Ukazatele II zahrnují 9 ukazatelů; ve vztahu ke kovům lze uvést především následující tři:

- normální život ryb pstruhovitých ve vodárenských tocích a kaprovitých v ostatních povrchových vodách;
- neporušená samočisticí schopnost povrchových vod;
- stav povrchových vod, při němž nedochází v důsledku škodlivého působení látek ke snížení produktivity vodního ekosystému, ani k závažnému zúžení druhového spektra vodních organismů.

Ukazatele III vyjadřují maximální možné koncentrace látek ve vodárenských a ostatních povrchových vodách. Ukazatele II a III stanovují cílový stav, kterého by mělo být v povrchových vodách dosaženo, zohledňují kapacitu toku (imisní princip). V tabulce 1 jsou uvedeny maximální možné koncentrace kovů ve vodárenských tocích a v ostatních povrchových vodách (Ukazatele III). Vedle těchto hodnot jsou zde uvedeny hodnoty NPK<sup>\*)</sup> kovů z hlediska požadavků chovu ryb.

Koncentrace kovů zjišťovaná ve vodách z různých lokalit povrchových vod na území ČR ve většině případů vyhovuje hodnotám platným pro vodárenské toky (např. Hg pod  $0,0005 \text{ mg.l}^{-1}$ , Cd pod  $0,005 \text{ mg.l}^{-1}$ , Pb pod  $0,05 \text{ mg.l}^{-1}$ ). Dokonce i v lokalitách povrchových vod dlouhodobě silně zatížených kovy jsou ve vzorcích vod zjišťovány hodnoty platné pro vodárenské toky a pro ostatní povrchové vody. Např. ve vodě řeky Reslavy a údolní nádrže Skalky (lokality silně zatížené rtutí) jsou zjišťovány koncentrace rtuti pod  $0,0005 \text{ mg.l}^{-1}$ , pouze při některých odběrech pod  $0,001 \text{ mg.l}^{-1}$ . Výjimkou jsou samozřejmě případy havarijního znečištění povrchových vod kovy.

Koncentrace kovů v povrchových vodách není tedy směrodatným ukazatelem skutečné dlouhodobé kontaminace vodního prostředí těmito látkami. Stanovení kovů pouze v kapalně části ekosystému vodního prostředí nevystihuje skutečné celkové znečištění sledované lokality. Z tohoto důvodu je nutno věnovat pozornost i dalším složkám vodního ekosystému.

---

<sup>\*)</sup>NPK - nejvyšší přípustná koncentrace z hlediska požadavků chovu ryb je taková koncentrace látky a jejích metabolitů ve vodách, která při stálém působení nevyvolá negativní účinky na:

- hydrochemický režim a mikroorganismy
- primární produkci (fytoplankton, makrovegetace)
- planktonní potravní organismy
- ryby (jikry, plůdek ryb v období larválního vývoje, ryby vyšších věkových kategorií) včetně jejich tržní hodnoty (hygienické hledisko)

Tab. 1: Maximální povolené koncentrace vybraných prvků ve vodárenských tocích a v ostatních povrchových vodách podle Nařízení vlády č. 171/1992 Sb. a hodnoty NPK z hlediska požadavků chovu ryb. Hodnoty jsou uvedené v  $\text{mg.l}^{-1}$

Ukazatel	Hodnoty pro		
	vodárenské toky	ostatní povrchové vody	NPK
Hg	0,0005	0,001	0,001
Cd	0,005	0,015	0,002*) 0,01**)
Pb	0,05	0,1	0,004*) 0,01**)
As	0,05	0,1	0,01
Cu	0,05	0,1	0,005*) 0,01**)
Cr veškerý	0,1	0,3	-
Cr VI	0,02	0,05	0,05
Co	0,05	0,01	-
Ni	0,05	0,15	0,1
Zn	0,05	0,2	0,001*) 0,01**)
V	0,02	0,1	-
Ag	0,01	0,05	-
Se	0,01	0,05	0,005
Fe veškeré	0,5	2,0	-
Fe rozpustné	-	-	0,1*) 0,2**)
Mn veškerý	0,2	0,5	-

\*) hodnota NPK pro lososovité ryby

\*\*\*) hodnota NPK pro kaprovité ryby

#### Sedimenty dna

Jednou z významných vlastností kovů je jejich značná schopnost kumulovat se v sedimentech dna vodních ekosystémů. Kovy přecházejí z vody do sedimentů (imobilizační procesy). V sedimentech se kovy hromadí v různých formách, např. rtuť převážně ve formě sulfidu.

Obsah kovů v sedimentech dna je závislý na stupni zatížení dané lokality a také na charakteru sedimentu. Vzorky sedimentů s převahou jílových částic a organické hmoty obsahují větší množství kovů ve srovnání se vzorky písčitého charakteru. Sedimenty dna jsou tedy významným indikátorem zatížení ekosystému povrchových vod, zejména rvbíků a údolních nádrží kovů. V tekoucích vodách se však pro tyto účely nejeví jako zcela vhodné. Velmi problematické je totiž odebrat v dané lokalitě toku reprezentativní vzorek dna. Obsah kovů v sedimentech je však nutno sledovat, protože kovy mohou být ze sedimentů za vhodných podmínek uvolňovány a mohou negativně působit na vodní organismy. Sedimenty dna jsou navíc hlavní zásobárnou kovů ve vodním ekosystému.

Údaje o obsahu kovů v sedimentech dna povrchových vod jsou dosti nejednotné. Je to dáno jednak ne zcela standardními způsoby odběru vzorků a jednak nestejným vyjadřováním hodnot. Někteří autoři uvádějí hodnoty kovů na 1 kg čerstvé hmotnosti vzorku (tj. výjimečně), většina autorů uvádí na 1 kg sušiny vzorku a nebo na 1 kg organické hmoty sedimentu. Při uvádění obsahu kovů v sedimentech dna doporučujeme doplnit údaj o obsahu kovu v sušině sedimentu údajem o podílu organické hmoty.

V letech 1991 - 1993 byly opakovaně analyzovány sedimenty dna nezatížených rybníků jižních a západních Čech na obsah kovů. Byly získány následující hodnoty, které lze považovat za charakteristické pro poměrně nezatížené rybníky v našich podmínkách:

rtuť:	0,05 - 0,5	mg.kg <sup>-1</sup> sušiny	(0,5-2 mg.kg <sup>-1</sup> organ. hmoty)
olovo:	5 - 30	mg.kg <sup>-1</sup> sušiny	
kadmium:	0,01 - 0,3	mg.kg <sup>-1</sup> sušiny	
nikl:	15 - 70	mg.kg <sup>-1</sup> sušiny	
měď:	5 - 40	mg.kg <sup>-1</sup> sušiny	
zinek:	25 - 150	mg.kg <sup>-1</sup> sušiny	
chrom:	40 - 150	mg.kg <sup>-1</sup> sušiny	
hliník:	50000-90000	mg.kg <sup>-1</sup> sušiny	

Jako příklad výrazně zatížených lokalit lze uvést řeku Reslavu a údolní nádrž Skalku u Chebu, které zachytávaly odpadní vody z chemického průmyslu s vysokým obsahem rtuti (obsah rtuti v sedimentu dna je 5 - 50 mg.kg<sup>-1</sup> sušiny sedimentu, při vyjádření na organickou hmotu činí tato hodnota 50 - 500 mg.kg<sup>-1</sup>), dále rybník Kukla u Chlumu u Třeboně, který zachytával odpadní vody ze skláren (obsah olova v sedimentu je kolem 200 mg.kg<sup>-1</sup>sušiny), řeku Berounku pod Plzní (obsah olova je 300 - 400 mg.kg<sup>-1</sup> sušiny a obsah kadmia 14 - 15 mg.kg<sup>-1</sup>sušiny sedimentu).

Ze sedimentů dna se kovy uvolňují zpět do vodné fáze, především však přecházejí do potravních řetězců. Přechod kovů ze sedimentů zpět do vodné fáze přichází v úvahu při převaze remobilizačních procesů (rozpuštění kovů při snížení hodnoty pH a za redukčních podmínek, desorpce). V některých případech má tento přechod za následek i úhyn ryb. Např. do malého rybníčka v Klučenicích (okres Příbram) byly svedeny kyselé důlní vody z kamenolomu. Tím se snížila hodnota pH vody v rybníčku na 4,8 - 5,2 a následovalo uvolnění železa a hliníku ze sedimentů do vodné fáze. Tyto kovy se na alkalicky reagujících žábrách ryb přeměnily na nerozpustné sloučeniny, pokryly povrch žaber a následoval úhyn kaprů. Podobně docházelo k úhynu plůdku pstruha duhového na pstruhařství napájeném spodní vodou z údolní nádrže Přísečnice. U dna nádrže převažovaly redukční podmínky, docházelo k přechodu zinku ze sedimentů do vodné fáze a tato voda byla používána jako napájecí pro uvedené pstruhařství.

Kovy ze sedimentů dna však přecházejí především do potravních řetězců. Např. organické a anorganické sloučeniny rtuti podléhají činnosti bakterií - methylaci. Toxický produkt této methylace - methylrtuť vstupuje do potravních řetězců a kumuluje se ve vodních organismech. Ve vodních eko-



systémech silně znečištěných rtuť se zjišťuje vysoká hladina tohoto prvku v sedimentech dna a samozřejmě v konečném článku potravního řetězce - v rybách a zejména v dravých rybách. Následky těchto znečištění byly pro lidi požívající ryby nejednou tragické. Příkladem je onemocnění lidí nazývané "nemoc Minamata", vzniklé po požití ryb vylovených v zátocce Minamata v Japonsku, do které byly vypouštěny průmyslové odpadní vody obsahující rtuť. Rtuť z odpadních vod se hromadila v sedimentech zátoky, byla zde mikroorganismy methylována a resorbována rostlinným a živočišným planktonem, který konzumovaly ryby a koryši.

Podobně jako rtuť vytvářejí také olovo a další kovy prostřednictvím mikroorganismů methylderiváty a další organické sloučeniny, které přecházejí do potravního řetězce.

### Potravní organismy ryb

Mezi potravní organismy ryb patří organismy zooplanktonu, fytoplanktonu, zoobentosu, nárostů, dále řasy, makrofyta, plovatky, ale i ryby, pokud mluvíme o potravních organismech dravých ryb. Z hlediska přechodu kovů do ryb nejvýznamnější jsou organismy tvořící zooplankton a zoobentos. Fytoplankton jako součást primární produkce ekosystému povrchových vod je významnou potravní složkou, ale kvantitativně málo podstatnou. Údaje o obsahu kovů ve fytoplanktonu jsou velmi sporadické. K odebrání vzorku fytoplanktonu na stanovení kovů by bylo potřeba přefiltrovat neúměrné množství vody. Údaje o ostatních potravních organismech jsou uvedeny v další části této práce.

Obsah rtuť v zooplanktonu a v zoobentosu je zhruba 2 až 10krát nižší ve srovnání s obsahem rtuť ve svalovině ryb živících se těmito organismy. Vyplývá to z následujících porovnání obsahu celkové rtuť:

Baltské moře:	fyto a zooplankton	0,13 mg.kg <sup>-1</sup>	
	sleďovité ryby	0,28 mg.kg <sup>-1</sup>	svaloviny
jezero ve Finsku:	zooplankton		
	a zoobentos	0,03 mg.kg <sup>-1</sup>	
	nedravé ryby	0,10 mg.kg <sup>-1</sup>	svaloviny
	dravé ryby	0,29 mg.kg <sup>-1</sup>	svaloviny
	rybožraví ptáci	2,0 mg.kg <sup>-1</sup>	svaloviny
rybníky v ČR:	zooplankton	0,011 mg.kg <sup>-1</sup>	
	zoobentos	0,013 mg.kg <sup>-1</sup>	
	kapr	0,030 mg.kg <sup>-1</sup>	
řeka Berounka:	larvy jepic	0,02-0,06 mg.kg <sup>-1</sup>	
	larvy chrostíků	0,02-0,06 mg.kg <sup>-1</sup>	
	píjavy	0,03-0,09 mg.kg <sup>-1</sup>	
	nedravé ryby	0,1-0,3 mg.kg <sup>-1</sup>	svaloviny
	parma obecná	0,3-0,5 mg.kg <sup>-1</sup>	svaloviny
	dravé ryby	>0,5 mg.kg <sup>-1</sup>	svaloviny

Z uvedených příkladů jednoznačně vyplývá postupně zvyšování obsahu celkové rtuť s nárůstem stupně potravního řetězce.

Naproti tomu obsah olova a kadmia v zooplanktonu a bentosu je řádově vyšší ve srovnání s obsahem těchto kovů ve svalovině ryb. Vyplývá to z následujících porovnání:

#### Olovo

rybníky na Vodňansku:

zooplankton	2-10	mg.kg <sup>-1</sup>	
zoobentos	3-17	mg.kg <sup>-1</sup>	
kapr	0,2-0,8	mg.kg <sup>-1</sup>	svaloviny

Obsah olova ve svalovině kaprů z rybníků byl vyšší v první polovině vegetační sezóny, kdy převažovala přirozená potrava (zooplankton a zoobentos). V druhé polovině vegetační sezóny, kdy převažovala předkládaná potrava (obilí), se obsah olova ve svalovině kaprů snižoval.

nádrž Želivka:

zooplankton	6-12	mg.kg <sup>-1</sup>	
nedravé ryby	0,1-1,5	mg.kg <sup>-1</sup>	sušiny svaloviny
dravé ryby	0,06-0,45	mg.kg <sup>-1</sup>	sušiny svaloviny

#### Kadmium

nádrž Želivka:

zooplankton	0,3-0,4	mg.kg <sup>-1</sup>	sušiny
nedravé ryby	0,01-0,08	mg.kg <sup>-1</sup>	sušiny svaloviny
dravé ryby	0,01-0,07	mg.kg <sup>-1</sup>	sušiny svaloviny

Z uvedeného vyplývá, že hodnoty olova a kadmia se na rozdíl od rtuti nezvyšují se vzrůstajícím stupněm potravního řetězce v ekosystémech povrchových vod. Proto je vhodné používat pro hodnocení stavu zatížení jednotlivých lokalit ekosystému povrchových vod olovem a kadmii jako bioindikátoru organismy zooplanktonu a zejména organismy zoobentosu.

Zástupci zoobentosu, zejména pijavky (rodu *Herpobdella*, *Helobdella* a další), jsou vhodnými bioindikátory trvalých nebo periodicky se opakujících znečištění ekosystému povrchových vod kovy. V lokalitách poměrně nezatížených rtutí se obsah celkové rtuti pohybuje zhruba do 0,05 mg.kg<sup>-1</sup> čerstvé hmotnosti pijavek. Pro porovnání je možno uvést obsah celkové rtuti v pijavkách z lokalit silně zatížených rtutí - v pijavkách řeky Reslavy 1,73 mg.kg<sup>-1</sup>, z nádrže Skalka 0,37 mg.kg<sup>-1</sup>, z řeky Ohře pod nádrží Skalka 0,22 mg.kg<sup>-1</sup>. Obsah olova v pijavkách z lokalit poměrně nezatížených olovem nepřesahuje hodnotu 3 mg.kg<sup>-1</sup> sušiny, obsah kadmia z těchto lokalit nepřesahuje hodnotu 0,3 mg.kg<sup>-1</sup> sušiny pijavek. Vedle pijavek jsou k bioindikaci zatížení kovy používány též larvy chrostíků. Pijavky, larvy chrostíků a další zástupci zoobentosu jsou vhodnými bioindikátory znečištění kovů především na tekoucích vodách, kde jsou značně rozšířené a snadno dostupné.

K průkazu zvýšených koncentrací kovů ve vodách se výborně osvědčila perlloočka *Daphnia magna*, která je jedním z nejcitlivějších organismů vodního prostředí. Její vysoké

citlivosti vůči kovům lze v praxi využít ke kontrole obsahu kovů ve vodě např. po aplikaci moluskocidu Kuprikol 50 nebo algicidu  $\text{CuSO}_4 \cdot 5 \text{H}_2\text{O}$ . Pomocí testu toxicity na *Daphnia magna* lze sledovat ubývání mědi z vodné fáze ošetřeného rybníka nebo nádrže. Z porovnání hodnot 48hLC50 Kuprikolu 50 pro různé organismy vodního prostředí vyplývá vysoká citlivost perloočky *Daphnia magna*. Vysokou citlivost této perloočky ve srovnání s jinými vodními organismy dokumentuje následující tabulka:

48hLC50 v  $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$

Kapr obecný	74
Amur bílý	262
Tolstolobik bílý	2,97
Pstruh duhový	0,78
<i>Daphnia magna</i>	0,014
Cyclopidae	500
Tubificidae	0,5

### Ryby

Ryby jako konečný produkční článek vodních ekosystémů jsou významnými indikátory stavu zatížení vodního prostředí kovy. Reagují na kontaminaci svým zdravotním stavem, druhovou, velikostní a věkovou strukturou a početností. Některé kovy, zejména rtuť, se v těle ryb navíc velmi intenzivně kumulují. Při sledování pohybu kovů v rybách a posuzování jejich vlivu na obsádku ryb je nutno brát v úvahu čtyři následující hlediska - chovatelské, toxikologické, ekologické a hygienické.

Tato hlediska se vzájemně překrývají, ve všech případech je však nutno při posuzování zatížení vodního prostředí zohlednit charakter ekosystému povrchových vod (fyzikálně chemické vlastnosti vody, charakter sedimentu dna a další).

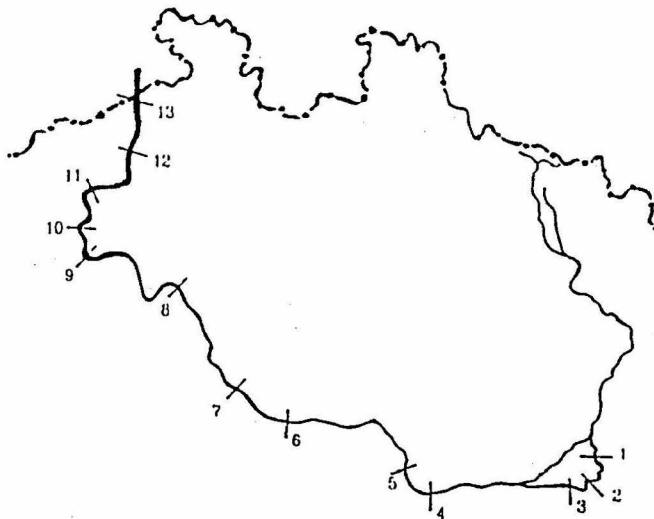
Z hlediska chovatelského je posuzována hodnota NPK v přítokové vodě do rybochovných objektů. V případě přítomnosti kovů ve vodě v letálních koncentracích je znemožněn odchov ryb, zejména plůdku (např. na pstruhařství pod nádrží Přísečnice je v důsledku vysoké koncentrace zinku znemožněn odchov plůdku pstruha duhového). Kovy přítomné ve vodě v subletálních koncentracích poškozují reprodukci ryb (snížení životaschopnosti spermií, snížená produkce jiker, snížená přežitelnost jiker a plůdku, výskyt deformací těla atd.) a snižují nespecifickou imunitu ryb (např. po působení zinku v subletálních koncentracích dochází k poklesu celkových bílkovin, globulinů a lysozymu v krevní plazmě ryb).

Mechanismus toxického působení kovů je různý, většina kovů však má afinitu pro vazbu s SH skupinami aminokyselin a působí jako enzymové jedy. Vysrážené sloučeniny hliníku a železa blokují dýchací funkci žaber. V poslední době bylo diagnostikováno několik zajímavých případů otrav ryb sloučeninami hliníku, železa a zinku. Diagnóza toxikóz se stanovuje na základě průkazu zvýšeného obsahu kovů v zábrách a v játrech ryb.

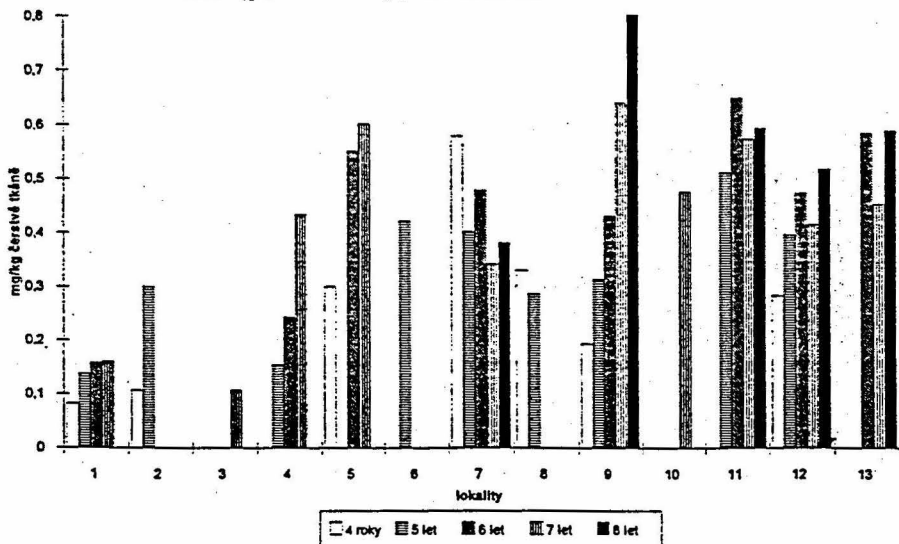
Z hlediska ekologického jsou ryby významnými bioindikátory zatížení ekosystému povrchových vod kovy, zejména rtuť. V případě havarijního znečištění dochází k úhynu ryb, v případě dlouhodobého nebo periodicky se opakujícího znečištění v subletálních koncentracích dochází ke zvýšené kontaminaci kovy, zejména sedimentů dané lokality. To má za následek zvýšenou kumulaci kovů ve tkáních ryb a negativní změny ve skladbě rybích obsádek (ubývání lososovitých a nástup méně citlivých kaprovitých druhů ryb).

Příkladem významné kumulace kovů, v tomto případě rtuť, ve tkáních ryb je silně zatížená údolní nádrž Skalka u Chebu. Do této lokality byly po několik desítek let vypouštěny odpadní vody z továrny zabývající se výrobou technických chemikálií a přípravků na bázi rtuť. Tyto odpadní vody ústily v německém Marktredwitz do potoka Kösseine, tj. pravostranný přítok Reslavy, která je přítokem řeky Ohře. V letech 1980 - 1983 zde byly naměřeny následující maximální hodnoty obsahu celkové rtuť ve svalovině ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ): štika obecná 7,42; candát obecný 7,73; okoun říční 8,04; kapr obecný 2,67; plotice obecná 1,17; cejn velký 1,94; jelec tloušť 2,51 atd. Rovněž v parenchymatózních orgánech těchto ryb byly zjištěny enormně vysoké hodnoty, např. v játrech candáta obecného (4 200 g) 28,1  $\text{mg.kg}^{-1}$ , okouna říčního (530 g) 39,7  $\text{mg.kg}^{-1}$ , cejna velkého (305 g) 13,2  $\text{mg.kg}^{-1}$  a v ledvinách candáta obecného (4 200 g) 33,1  $\text{mg.kg}^{-1}$ .

Jak již je zřejmé z příkladu údolní nádrže Skalka, významnými indikátory kontaminace ekosystému povrchových vod rtuť jsou ryby dravé, které jsou konečným článkem potravního řetězce. Rovněž ryby vyšší hmotnosti a vyššího věku významně indikují stav zatížení posuzované lokality. Tímto způsobem bylo např. zdokumentováno zatížení řeky Labe rtuť. Při výběru vhodného bioindikátoru pro danou lokalitu je nutno také respektovat rozšíření různých druhů ryb v celém sledovaném úseku a volit ten druh, který je zastoupen na všech lokalitách. Naopak, jako bioindikátor nelze využít takové druhy ryb, které jsou do volných vod uměle vysazovány rybáři (např. kapr, lín, pstruh apod.). Na řece Labi byl jako bioindikátor vybrán cejn velký. Cejn velký je sice zástupcem nedravých druhů ryb, ale byl v této řece zastoupen na všech sledovaných lokalitách. Tato ryba patří navíc ke stanovištním druhům ryb, a tudíž odráží znečištění dané lokality a jejího blízkého okolí. Seznam sledovaných lokalit řeky Labe je uveden na obr. 1. Na obr. 2 je provedeno porovnání obsahu celkové rtuť ve svalovině tohoto indikátorového druhu. Také na Labi na německém území je cejn velký považován za hlavní bioindikátor zatížení této řeky různými polutanty (na řece Moravě byl například jako bioindikátor stavu zatížení vybrán jelec tloušť jako zástupce nedravých druhů ryb).



Obr. 1: Sledované lokality řeky Labe  
 Popis lokalit: 1-Opatovice, 2-Pardubice (nad městem), 3-Pardubice (pod městem), 4-Kolín (nad městem), 5-Kolín (pod městem), 6-Čelákovice, 7-Neratovice, 8-Štětí, 9-Lovosice, 10-Vaňov, 11-Ústí nad Labem (pod městem), 12-Děčín, 13-Hřensko



Obr. 2: Obsah celkové rtuti ve svalovině cejna velkého (věkové kategorie 4 - 8 let) odloveného z různých lokalit řeky Labe v letech 1991-1993

Druhové i početní zastoupení dravých druhů ryb na jednotlivých lokalitách řeky Labe bylo daleko nižší ve srovnání s nedravými druhy. Dravé druhy jako konečný článek potravního řetězce ve vodním ekosystému se i zde ukázaly významnými indikátory zatížení rtutí (obr. 3). Z dravých druhů ryb byl početněji na větší části lokalit zastoupen okoun říční. Průměrné hodnoty obsahu celkové rtuti zjištěné ve svalovině tohoto druhu byly rovněž použity k porovnání zatížení jednotlivých lokalit Labe rtutí (obr. 4). Na lokalitách tekoucích vod s nízkým zastoupením dravých ryb je za jeden z nejvýznamnějších organismů indikujících zatížení rtutí, ale i dalšími polutanty, považována parma obecná. Parma obecná je nedravý druh, bentofág, vázaný převážně na dno toků.

Obsah rtuti ve svalovině bývá rovněž ovlivněn věkem a hmotností ryb. Např. zjištěný koeficient korelace mezi obsahem celkové rtuti ve svalovině a věkem plotice obecné z lokality Orlík - Chrást byl 0,92 a koeficient korelace mezi obsahem celkové rtuti a hmotností parmy obecné z lokality Labe - Děčín byl 0,805. Jak vyplývá z obrázků 5 a 6, vhodnými bioindikátory zatížení daného biotopu rtutí jsou jedinci vyššího věku a hmotnosti. Naproti tomu v rybnících poměrně nezatížených rtutí dochází s růstem hmotnosti kaprů ke snižování obsahu celkové rtuti ve svalovině (obr. 7). Lze předpokládat, že jde o pokles relativního množství celkové rtuti ve svalovině, přičemž absolutní množství zůstává. Pokles relativního množství obsahu celkové rtuti ve svalovině je pravděpodobně způsoben vysokým hmotnostním přírůstkem při příjmu předkládaného nekontaminovaného krmiva.

Distribuce kumulované rtuti ve svalovině a vnitřních orgánech ryb je závislá na stupni kontaminace sledované lokality. Bylo prokázáno, že na kontaminovaných lokalitách dochází obvykle u ryb k výraznému zvýšení obsahu rtuti ve vnitřních orgánech ve srovnání se svalovinou. Vzrůstá tak bioindikační význam vnitřních orgánů ryb. Naopak u ryb odlovených na nezatížených lokalitách je obsah rtuti ve svalovině obvykle vyšší ve srovnání s hodnotami zjištěnými ve vnitřních orgánech.

V poslední době se začíná využívat stanovení hladiny metallothioneinů u ryb jako biomarkerů kontaminace vodních ekosystémů toxickými kovy, zejména kadmii a rtutí. Metallothioneiny jsou polypeptidy vyskytující se zejména v jaterním cytosolu. Účastní se deaktivace toxických kovů. V případě zvýšené kontaminace prostředí dochází k indukci metallothioneinů.

Dalším aspektem ekologického hlediska je využití ryb ke kontinuální kontrole kvality vody. Na rybnících nebo nádržích ošetřených moluskocidy na bázi mědi je vhodné před vlastním vysazením celé obsádky provést kontrolu kvality vody vysazením několika kusů ryb z předpokládané obsádky do síťové klece umístěné v této lokalitě. Posuzováno je zejména přežití a chování nasazených ryb. Jde především o kontrolu prostředí rybníka před vysazením plůdku býložravých ryb, o kontrolu kvality vody na koupalištích, před vysazením plánované obsádky (např. candátů) apod.

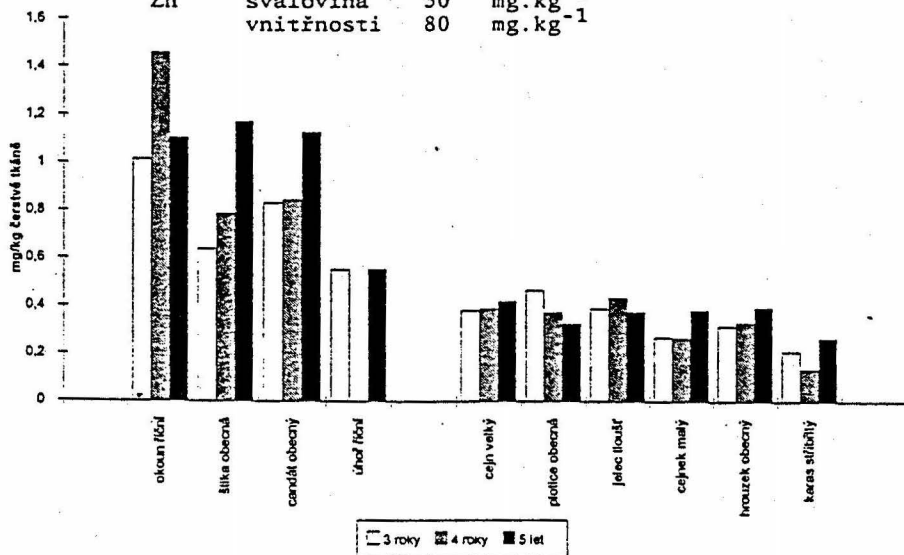
Hygienické hledisko je zaměřeno především na kontrolu obsahu toxických kovů ve svalovině a dalších jedlých podí-

lech ryb. Nejčastěji sledovanými kovy jsou rtuť, kadmium a olovo. Obvykle jsou sledovány celkové obsahy těchto kovů, tzn. suma všech vyskytujících se forem. Také hygienické limity jsou udávány jako obsahy celkové rtuti, olova, kadmiu atd. (Hg - 0,6 mg.kg<sup>-1</sup> svaloviny dravých druhů, 0,1 mg.kg<sup>-1</sup> svaloviny nedravých druhů; Pb - 1 mg.kg<sup>-1</sup> svaloviny ryb; Cd - 0,05 mg.kg<sup>-1</sup> svaloviny, 0,5 mg.kg<sup>-1</sup> vnitřnosti).

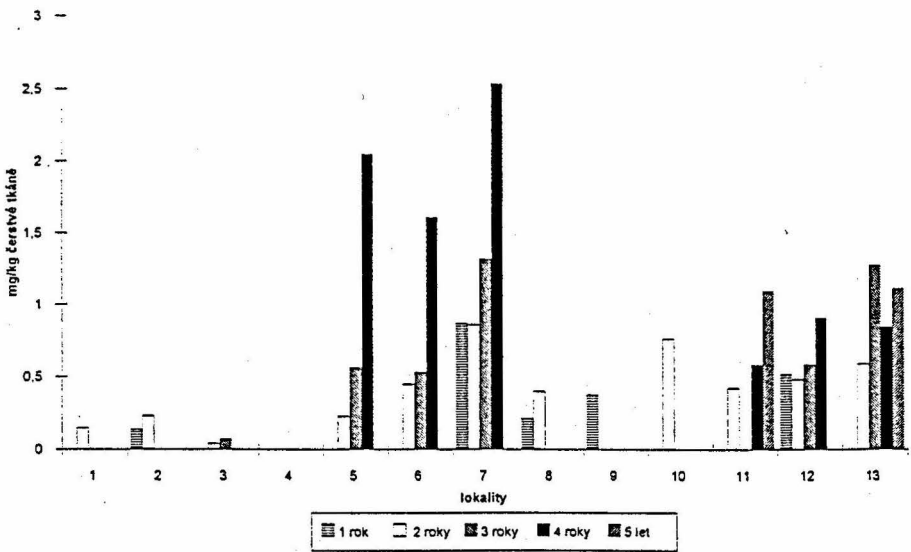
Rtuť ve svalovině ryb je z 90 - 95 % ve formě nejtoxičtější, tj. ve formě methylrtuti. WHO zohledňuje toxicitu této formy rtuti a doporučuje týdenní, ještě tolerovatelný příjem rtuti v množství 0,3 mg na osobu, z toho nesmí být více než 0,2 mg methylrtuti.

Vedle těchto nejvíce sledovaných kovů jsou stanoveny hygienické limity i pro řadu dalších kovů:

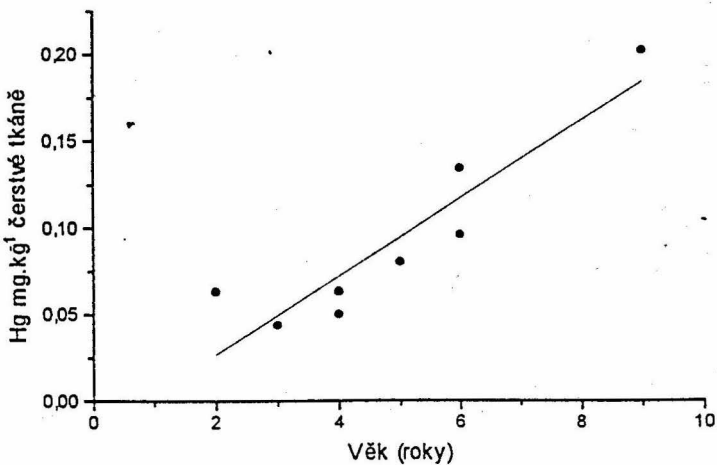
As	svalovina	1	mg.kg <sup>-1</sup>
Al	svalovina	30	mg.kg <sup>-1</sup>
Cr	svalovina	0,3	mg.kg <sup>-1</sup>
Ni	svalovina	0,5	mg.kg <sup>-1</sup>
Cu	svalovina	10	mg.kg <sup>-1</sup>
	vnitřnosti	60	mg.kg <sup>-1</sup>
Zn	svalovina	50	mg.kg <sup>-1</sup>
	vnitřnosti	80	mg.kg <sup>-1</sup>



Obr. 3: Obsah celkové rtuti ve svalovině dravých a nedravých ryb (věkové kategorie 3 - 5 let) odlovených v zatížených lokalitách řeky Labe (Ústí n. L., Hřensko, Neratovice, Děčín) v letech 1991-1993

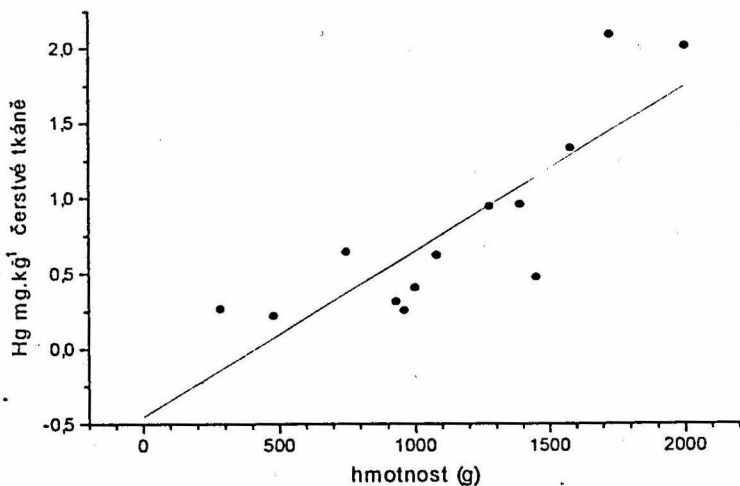


Obr. 4: Obsah celkové rtuti ve svalovině okouna říčního (věkové kategorie 1 - 5 let) odloveného z různých lokalit řeky Labe v letech 1991-1993

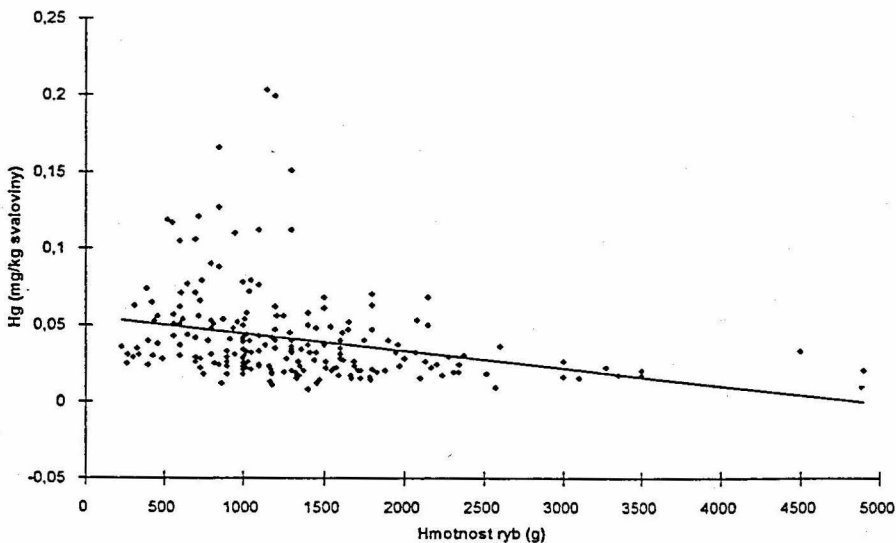


Obr. 5: Závislost obsahu Hg ve svalovině u plotice obecné z lokality Orlik - Chrást na věku





Obr. 6: Závislost obsahu Hg ve svalovině u parmy obecné z lokality Labe - Děčín na hmotnosti



Obr. 7: Závislost obsahu Hg ve svalovině tržních kaprů z rybníků poměrně nezatížených rtuťí na jejich hmotnosti

## Řasy, makrofyta

Řasy a vodní makrofyta dobře kumulují kovy, zejména olovo a kadmium. Tyto rostliny, zejména vzplývavé, přijímají rovněž velmi dobře mangan a železo. Vodní rostliny přijímají kovy v daleko větší míře než rostliny terestrické. Jejich obsah se mění během vývoje rostliny, je odlišný v různých částech rostlin. Příjem kovů rostlinami je ovlivňován pedochemickými vlastnostmi sedimentů dna, druhem rostliny i způsobem, jakým rostliny přijímají živiny. Nejvyšší obsah kovů mají rostliny vzplývavé (např. rdest maličký), nejnižší obsah mají rákosiny. Díky schopnosti vodních makrofyt (např. hyacint vodní) kumulovat kovy jsou v řadě případů tyto rostliny využívány k dekontaminaci vodního prostředí toxickými kovy.

Vliv olova z výfukových plynů na obsah tohoto kovu v makrovegetaci (rákos, orobinec širokolistý) byl sledován na rybníce Podvinice Velká (Vodňansko). Průměrný obsah olova v makrovegetaci u frekventované silnice byl  $4.5 \text{ mg.kg}^{-1}$  sušiny, v makrovegetaci na opačné straně rybníka (asi 200 m od silnice) byl  $1,25 \text{ mg.kg}^{-1}$  sušiny.

## Nárosty

Společenstvo nárostů (perifyton) se skládá z organismů žijících přisedle na povrchu ponořených podkladů různého původu (např. stonky vyšší vodní vegetace, kameny, vodní stavby, ponořené dřevo apod.) a z organismů pohyblivých, většinou potravně vázaných na předchozí druhy. Jedná se o prvoky, červy, bakterie, houby, řasy. Tyto organismy se používají především k určení saprobního indexu<sup>\*)</sup>. Nárosty mají velký indikační význam zejména v tekoucích vodách, neboť poskytují informace nejen o prošlé toxické vlně, ale rovněž indikují dlouhodobý stav kvality vody.

Společenstvo nárostů intenzivně kumuluje kovy a může proto sloužit jako indikátor zatížení vodního ekosystému. Kromě využití nárostů z přirozených podkladů vodního prostředí jsou v poslední době stále častěji využívány nárosty, které se vytvořily na umělých substrátech k tomu účelu umístěných na různých lokalitách zejména tekoucích vod. Tento systém se velmi dobře osvědčil při monitoringu zatížení prostředí kovy na řece Labi. Byly použity azbestové desky, které byly upevněny v toku řeky zhruba 0,5 m pod hladinou. Nárosty z těchto desek byly sbírány a analyzovány jednou za měsíc.

---

<sup>\*)</sup>Saprobní index, jako měřítko saprobity, je stanovován na základě abundance vybraných indikátorových druhů a jejich individuálních saprobních hodnot. Metodika stanovení saprobního indexu a individuální saprobní hodnoty jednotlivých druhů jsou podrobně uvedeny v práci: Sládeček a kol.: Biologický rozbor povrchové vody (komentář k ČSN 830532, části 6: Stanovení saprobního indexu), ÚNM Praha, 1981, 186 s.

## Další vodní organismy

Z dalších organismů vázaných na vodní prostředí po určité vývojové období je možno jmenovat larvy obojživelníků. Larvy obojživelníků jsou citlivé zejména ke sloučeninám mědi, zinku, olova, kadmia a rtuti. Kovy v letálních koncentracích způsobují úhyn těchto organismů, při působení subletálních koncentrací se kovy hromadí ve tkáních larev a narušují jejich vývoj (snižují schopnost líhnutí, opožďují vývoj larev, zpomalují růst, způsobují deformaci těla, mikrocephalii, nevyvinutí žaber apod.). Larvy obojživelníků jsou tedy také významným indikátorem stavu zatížení vodního prostředí.

Dalším významným indikátorem stavu zatížení vodního prostředí jsou mlži. Např. na německém úseku řeky Labe byli mlži stanoveni jako jedna ze tří složek vodního ekosystému indikující stav zatížení této řeky. Jsou to sedimenty dna, cejn velký a zástupce mlžů (*Bivalvia*) - *Dreissena polymorpha*. Tento posledně jmenovaný indikátorový organismus je již poměrně dost rozšířen v německém úseku Labe, kam byl pravděpodobně přenesen lodní dopravou. Vytváří kolonie na dně, na kamenech, na vodních stavbách, je v bezprostředním styku se sedimenty. Zejména v tekoucích vodách se jeví reálná možnost jeho využití jako indikátoru stavu zatížení vodního ekosystému kovy.

## Vodní ptactvo

Nejběžnějšími druhy jsou divoké kachny (kachna březňáčka), která patří mezi druhy plovavé. Kachny jsou úzce vázány na ekosystém rybníka, zejména v mládí. Jakmile začnou létat, hledají potravu i mimo rybník. Daleko užší vztah k ekosystému rybníka mají kachny potápivé (polák velký, polák chocholačka), čírky a lysky. Živí se bentickými a litorálními organismy. Především poláci jsou nejvíce vázáni na vodní prostředí. Když začnou létat, přelétávají z jedné lokality na druhou. Na lokalitách, kde je dostatek potravy, zůstávají. Racek chechtavý není tak úzce vázán na vodní ekosystém, 70 % potravy získává mimo vodní prostředí. Rybožraví ptáci (např. kormoráni) jsou více potravně závislí na rybách, ale přelétávají za potravou až do vzdálenosti 25 km.

Z uvedeného přehledu vyplývá, že nejvhodnějším bioindikátorem stavu zatížení rybníka kovy jsou mládí poláci do doby počátku létání, tj. zhruba do 2 - 3 měsíců věku.

## Použitá literatura:

- Dočkal, P. - Svobodová, Z. (red.), 1991: Metodika testů toxicity a biodegradability látek významných ve vodním hospodářství. Sborník referátů z 5. konference, Pobočka VTS VÚV Ostrava, VÚRH Vodňany, 244 s.
- Drbal, K. a kol., 1996: Migrace těžkých kovů v ekosystému povrchových vod. ZZ projektu GA ČR 203/93/2387, České Budějovice, JU ZF, 32 s.

- Faina, R. - Přikryl, I. - Bednářová, D., 1989: Vypracování metodiky pro výběr rybníků k melioracím z hlediska produkčního a ekonomického efektu i požadavkům ochrany a tvorby životního prostředí. Zpráva o průběhu řešení výzkumného úkolu, VÚRH Vodňany, 19 s.
- Máchová, J. - Vykusová, B. - Svobodová, Z. (red.), 1993: Toxicita a biodegradabilita odpadů a látek významných ve vodním prostředí. Sborník referátů z 6. konference v Milenovicích, VÚRH Vodňany, Aquachemie Ostrava, 254 s.
- Máchová, J. - Vykusová, B. - Svobodová, Z. (red.), 1995: Toxicita a biodegradabilita odpadů a látek významných ve vodním prostředí. Sborník referátů ze 7. konference v Milenovicích, VÚRH Vodňany, Aquachemie Ostrava, 202 s.
- Pitter, P., 1990: Hydrochemie. SNTL, Praha, 565 s.
- Svobodová, Z. - Máchová, J. - Vykusová, B. (red.), 1992: Havarijní a dlouhodobé znečištění povrchových vod. VÚRH Vodňany, 180 s.

#### Adresa autorů:

MVDr. Zdeňka Svobodová, DrSc., Ing. Jana Machová, Ing. Blanka Vykusová, CSc., Ing. Vladimír Pílačka, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický Jihočeské univerzity, 389 25 Vodňany

#### Lektorovali:

Prof. RNDr. Vladimír Sládeček, DrSc., Havlovického 3, 147 00 Praha 4 - Hodkovičky

Prof. Ing. Karel Drbal, CSc., Zemědělská fakulta Jihočeské univerzity, Studentská 13, 370 05 České Budějovice