



# VĚDECKÝ VÝBOR FYTOSANITÁRNÍ A ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

|                     |                          |                                     |                                |
|---------------------|--------------------------|-------------------------------------|--------------------------------|
| <b>Klasifikace:</b> | Draft                    | <input type="checkbox"/>            | <i>Pro vnitřní potřebu VVF</i> |
|                     | Oponovaný draft          | <input type="checkbox"/>            | <i>Pro vnitřní potřebu VVF</i> |
|                     | Finální dokument         | <input type="checkbox"/>            | <i>Pro oficiální použití</i>   |
|                     | Deklasifikovaný dokument | <input checked="" type="checkbox"/> | <i>Pro veřejné použití</i>     |

Název dokumentu:

## VYUŽITÍ BIOINDIKÁTORŮ PŘI HODNOCENÍ STARÝCH ZÁTĚŽÍ TERESTRICKÉHO EKOSYSTÉMU

Poznámka:

VVF-12-04  
Zpracovatel: Prof. RNDr. Milada Vávrová, CSc. (VUT Brno)

## OBSAH

|   |    |
|---|----|
| 1. ÚVOD   | 1  |
| 2. ZÁKLADNÍ ASPEKTY BIOINDIKACE   | 3  |
| 2.1. PRINCIPY BIOINDIKACE   | 4  |
| 2.2. VLASTNOSTI BIOINDIKÁTORŮ   | 5  |
| 2.2.1. Bioindikace prostřednictvím živočichů  | 6  |
| 2.2.2. Rostliny jako bioindikátory  | 9  |
| 2.2.3. Bioindikace znečištění atmosféry   | 10 |
| 2.2.4. Bioindikace znečištění půdy  | 11 |
| 3. VYUŽITÍ BIOINDIKAČNÍCH SYSTÉMŮ PŘI HODNOCENÍ ZÁTĚŽE RIZIKOVÝMI PRVKY               | 12 |
| 3.1. PEDOSFÉRA  | 16 |
| 3.2. ROSTLINY JAKO BIOINDIKÁTORŮ  | 18 |
| 3.3. VYUŽITÍ HUB A LIŠEJNÍKŮ JAKO BIOINDIKÁTORŮ PRO HODNOCENÍ ZÁTĚŽE RIZIKOVÝMI PRVKY | 21 |
| 3.4. BIOINDIKÁTORŮ ŽIVOČIŠNÉHO PŮVODU   | 24 |
| 3.4.1. Drobní zemní savci   | 25 |
| 3.4.2. Ptáci  | 26 |
| 3.4.3. Volně žijící a lovná zvěř  | 29 |
| 3.4.4. Žížaly   | 30 |
| 4. VYUŽITÍ BIOINDIKAČNÍCH SYSTÉMŮ PŘI HODNOCENÍ ZÁTĚŽE ORGANICKÝMI POLUTANTY          | 31 |
| 4.1. POLYCHLOROVANÉ BIFENYLY – PCB  | 31 |
| 4.1.1. Základní fyzikální, chemické a environmentální vlastnosti                      | 31 |
| 4.1.2. Hydrosféra   | 32 |
| 4.1.2.1. <u>Transport PCB do dalších složek životního prostředí</u>                   | 33 |
| 4.1.3. Pedosféra  | 39 |
| 4.1.4. Bioindikátory rostlinného původu   | 40 |
| 4.1.5. Využití hub jako bioindikátorů pro sledování úrovně kontaminace PCB            | 41 |
| 4.1.6. Bioindikátory živočišného původu   | 41 |
| 4.1.6.1. <u>Bezobratlí</u>  | 41 |
| 4.1.6.2. <u>Ptáci jako bioindikátory znečištění</u>                                   | 42 |
| 4.1.7. Drobní zemní savci   | 50 |
| 4.1.8. Kontaminace PCB u volně žijící zvěře a jiných bioindikátorů živočišného původu | 54 |

---

|   |     |
|---|-----|
| 4.1.9. Krev jako transportní médium a bioindikační systém                     | 56  |
| 4.2. POLYKONDENZOVANÉ AROMATICKÉ UHLOVODÍKY – PAH                             | 59  |
| 4.2.1. Základní chemické, fyzikální, biologické a environmentální vlastnosti  | 59  |
| 4.2.2. Pedosféra  | 60  |
| 4.2.3. Bioindikátory rostlinného původu                                       | 61  |
| 4.2.4. Využití hub pro zjišťování kontaminace PAH                             | 62  |
| 4.2.5. Biotické matrice   | 62  |
| 4.3. PESTICIDY  | 63  |
| 4.3.1. Organochlorové pesticidy   | 63  |
| 4.3.1.1. <u>Využití hub jako bioindikátoru pro hodnocení zátěže pesticidy</u> | 63  |
| 4.3.1.2. <u>Biotické matrice</u>  | 63  |
| 4.3.2. Ostatní pesticidy  | 65  |
| 5. ZÁVĚR  | 66  |
| 6. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY  | 67  |
| 7. VÝBĚR KONKRÉTNÍCH PŘÍPADŮ  | 82  |
| 7.1. KOMENTÁŘ K PREZENTOVANÝM GRAFŮM  | 82  |
| 7.2. PŘÍKLADY   | 85  |
| 7.3. NEJDŮLEŽITĚJŠÍ PUBLIKACE Z TĚTO OBLASTI                                  | 101 |

*Všechny věci jsou jedovaté  
Není nic co jedovaté není  
Je to dávkou  
která dělá věc bezpečnou*

*Paracelsus 1493 -1541*

## 1. ÚVOD

Biodiagnostika umožňuje poznání zákonitých vazeb mezi kolísáním výskytu, chováním, tělesnou kondicí, morfologickými znaky, fyziologickými pochody a populační dynamikou živočichů a rostlin, dále mezi velikostí a strukturou jejich společenstev a podmínkami prostředí. Fyziologická, ekologická a cenologická zjištění nalézají uplatnění v biologické indikaci, tj. informaci o působení nebo přítomnosti některého činitele prostřednictvím jeho odrazu na živých organismech. V poslední době se bioindikační metody začínají uplatňovat v ekologickém monitorování, tj. v cílevědomém pozorování složek a prvků krajinného systému nebo činitelů jeho stavu. Monitorování se provádí podle dohodnutého programu za využití srovnatelných metod sběru a analýzy údajů v daném systému [1].

Biologické indikátory nám však jen zřídka mohou přímo a jednoznačně určit škodlivého činitele, protože naprostá většina sledovaných reakcí je málo specifická. Výjimku představují jen některé druhy úzce vázané na extrémní stanovištní podmínky, např. rostliny vázané na zasolené půdy, na skládky – rumištní rostliny apod.

Zatímco biologické indikátory nemohou nahradit exaktní chemické nebo fyzikální metody při určování typu a objemu sledovaného přírodního nebo antropogenního činitele, jsou nezbytné při hodnocení jeho biologického účinku, právě tak jako jím vyvolaných reakcí a následných procesů.

Biologická indikace zpravidla používá stejné anebo podobné údaje, metody, případně i kritéria jako klasická fyziologie, ekologie a jiné disciplíny, z nichž čerpá. Cíl je však jiný a s ním se mění i některé požadavky a přístupy. V rámci biologické indikace získáváme informaci o charakteru a kvalitě prostředí. Mimo oblast zájmu je mechanismus působení škodliviny na testovací organismy a jejich společenstva. Proto mají publikace z oblasti bioindikace a ekologického monitorování převážně charakter epidemiologických šetření, kde se dává přednost rychlému rozboru a vyhodnocení obsáhlého materiálu, pokud možno přímo v terénu a kde počet vzorků, shromážděných za téměř stejných podmínek, vyvažuje určitou nepřesnost analytické metody a náhodnou variabilitu vyšetřovaného souboru [2].

Životní úroveň obyvatelstva v ekosystému je především ovlivněna životním prostředím. Krajina jako taková, tj. stabilita ekosystému a kvalita přírodních zdrojů, tvoří důležitý faktor

ovlivňující i ekonomiku oblasti, neboť krajina s narušenými přírodními zdroji a narušenou ekologickou rovnováhou přímo omezuje další hospodářský rozvoj. Porušení ekologické rovnováhy může způsobovat i vážné problémy společenské [3].

Hlavním problémem současného hospodářského a společenského rozvoje je dosažení vzájemného souladu ekologie s ekonomikou. Je nutné však upozornit na to, že při dosažení harmonie je třeba kalkulovat s možnými riziky. Největší rizika způsobuje zejména postupný rozvoj některých jednostranných trendů ve využívání zemědělského a lesního půdního fondu, vodních zdrojů a narušení klíčových stabilizačních prvků v ekologické rovnováze krajiny.

V případě intenzivní zemědělské výroby je nutné především zabránit vlivu negativních dopadů na zdraví lidské populace, na zdraví a užitkovost hospodářských a volně žijících zvířat i na celkový stav ekosystému. Řešení skýtá plánovitá prevence vzniku ekologických a hygienických rizik. V našich podmínkách je to především problém recyklace průmyslových a elektrárenských imisí, snižování aplikace pesticidů a zamezení kontaminace zplodinami z dopravních prostředků. Další rizikové látky, jejichž obsah je nutno v ekosystému snížit, souvisí s intenzifikačními faktory živočišné a rostlinné zemědělské výroby. Jejich přítomnost se zákonitě odráží v životním prostředí a následně v potravních řetězcích. Rovněž je nutné vzít na vědomí, že do ekologické rovnováhy zasahují velmi negativně průmyslové, zemědělské a komunální odpady.

Zvláštní kapitolu v systému ekologické rovnováhy tvoří hodnocení rizikových cizorodých látek. V poslední době se této problematice věnuje mimořádná pozornost a to nejen ve světě, ale také v naší republice. Při hodnocení ekologické rovnováhy je nutné především posoudit trend výskytu cizorodých látek v zemědělských a potravinářských výrobcích, zaměřit se na biomonitoring a na soustavné sledování životního prostředí. Vyřešení těchto dílčích úkolů následně umožní podrobné zhodnocení úrovně kontroly obsahu cizorodých látek v ekosystémech a v potravních řetězcích.

Pro sledování úrovně kontaminace životního prostředí, monitoring i pro kontrolu stavu znečištění se používají vedle známých matric, tj. ovzduší, půdy nebo vody, také bioindikátory rostlinného nebo živočišného původu. O bioindikátorech je známo, že mohou obsahovat podstatně vyšší koncentrace některých polutantů, než bývají detekovány v ovzduší, vodě a v půdě. U všech bioindikátorů, které používáme pro potřeby monitoringu i cílených depistáží, musí být stanoven koeficient akumulace  $K_c$ .



Pro potřeby hodnocení úrovně stavu životního prostředí byla také ověřována možnost využití drobných savců jako bioindikátorů. V řadě vyspělých zemí již bylo popsáno použití různých skupin drobných zemních savců v některých biomonitorovacích studiích terestrických ekosystémů. V České republice byla v roce 2000 zpracována první ucelená studie, ve které jsou zhodnoceny výhody, na základě kterých lze doporučit některé drobné zemní savce pro potřeby monitoringu životního prostředí. Autorka studie uvedla, že prozatím jejich využívání nebylo dosud v ČR příliš akceptováno, přestože je známa celá řada různých údajů, které podporují použití tohoto živočišného druhu jako bioindikátoru pro hodnocení úrovně kontaminace znečištění životního prostředí; hlavním důvodem je to, že mohou v monitorizačních studiích nahradit ekonomicky náročnou skupinu lovné zvěře [3].

V systému zjišťování ekologické rovnováhy příslušného ekosystému tvoří zvláštní kapitolu hodnocení rizikových látek anorganického a organického původu. Součástí tohoto posouzení je zejména zjišťování trendu výskytu rizikových látek v jednotlivých článcích potravního řetězce, dále ve všech složkách životního prostředí, tj. zejména v atmosféře, hydrosféře, pedosféře a v biotě.

Stanovení škodlivin v jednotlivých článcích potravních řetězců úzce souvisí se zátěží příslušného agrárního ekosystému. Pro hodnocení zátěže bývají často využívány bioindikátory rostlinného i živočišného původu, které se vyznačují těsným sepejetím s příslušnou lokalitou [3].

## **2. ZÁKLADNÍ ASPEKTY BIOINDIKACE**

Hodnocení ekosystému je založeno na celé řadě faktorů. Pro poznání zákonitých vazeb mezi výskytem a chováním jednotlivých druhů, morfologickými znaky, fyziologickými pochody a populační dynamikou živočichů a rostlin se začalo využívat tzv. biologické indikace, tj. informace o působení nebo přítomnosti některého činitele prostřednictvím jeho odrazu na živých organismech. Podle NOVÁKOVÉ [4] se bioindikační metody začaly uplatňovat v tzv. ekologickém monitorování. Pro komplexní posouzení se však nelze spoléhat pouze na údaje zjištěné prostřednictvím bioindikátorů. Biologické indikátory mohou jen zřídka určit škodlivého činitele, protože většina sledovaných reakcí biologických je málo specifická. Pro některé významné složky imisí byly však již v 70. a 80. letech sestaveny srovnávací škály rostlinných indikátorů, které napomohly určit nejen přítomnost škodlivin, ale také přibližnou intenzitu jejich působení [5,6]. Pro průběžnou kontrolu ovzduší rovněž slouží i okrasné rostliny, například mečíky, frézie, petúnie aj. [7].

## 2.1. PRINCIPY BIOINDIKACE

Zásadní předností bioindikace, prováděné za účelem sledování změn v životním prostředí pomocí klasického biologického a ekologického monitoringu, je poměrně jednoduchá metoda odběru. Klasický biologický monitoring však není možné používat v případech, kdy odebrané vzorky nejsou homogenní. Proto nelze tento druh sledování provádět tam, kde změny v příslušném ekosystému připisujeme působení stopových množství anorganických nebo organických polutantů [2].

Pro soustavné sledování ekotoxikologických poruch v ekosystémech jsou vhodné takové rostlinné a živočišné druhy, které reagují na přítomnost nebo působení škodliviny v prostředí, podobně jako plodiny a domácí zvířata, případně až člověk.

Pro testovací druhy je předepsána celá řada vlastností které by měly splňovat. V následující části jsou vyjmenovány ty nejdůležitější:

- ☉ výskyt v hojném počtu ve všech stanovištních podmínkách;
- ☉ stálost základních fyziologických hodnot, případně morfologických znaků s malou ekologickou plastičností, ve vztahu k přírodním stanovištním podmínkám;
- ☉ včasnost reakce na antropogenního nebo antropického činitele nebo procesy v ekosystémech;
- ☉ tolerance vůči tomuto činiteli, tj. přežívání i dlouhodobého a intenzivního působení dané škodliviny;
- ☉ rychlý metabolismus, aby se mohl projevit i vliv škodlivin přítomných ve stopových koncentracích;
- ☉ dlouhá doba života => odhalení důsledků chronických zátěží;
- ☉ rychlý sled pokolení, aby se daly včas zjistit genetické změny, popřípadě vrozené poruchy a deformity => působení škodliviny na několik generací téže populace;
- ☉ živočichové => musí mít vztah k lokalitě o malé rozloze, teprve potom mohou být zjištěné odchylky vztaženy k danému ekosystému;
- ☉ snadná dosažitelnost => shoda sériových vyšetření;
- ☉ musí patřit do okruhu druhů, u nichž byly již stanoveny základní fyziologické, biometrické a populační hodnoty;
- ☉ nebýt ovlivněn pěstováním a chovy v umělých podmínkách
- ☉ být tak velký, aby se nemuselo používat stopových a ultrastopových metod při zpracování individuálních odběrů [2].

## 2.2. VLASTNOSTI BIOINDIKÁTORŮ

O bioindikátorech je známo, že mohou obsahovat podstatně vyšší koncentrace některých polutantů, než jsou zjišťovány v ovzduší, vodě a v půdě. U všech bioindikátorů, které jsou používány pro potřeby monitoringu i cílených depistáží, musí být stanoven koeficient akumulace  $K_c$  [8].

Zvláštní skupinou jsou tzv. biochemické indikátory. Jejich působení je založeno na principu, že biologické efekty toxických sloučenin jsou iniciovány interakcí těchto látek s biologickými receptory v živém organismu [9,10]. Předpokládá se, že biologické efekty toxických sloučenin na úrovni ekosystému předcházejí chemické reakci v jednotlivých organismech. Rovněž lze usuzovat na to, že koncentrace kontaminantů, které iniciují chemické reakce, jsou nižší než ty koncentrace, které by vyvolaly život ohrožující situaci pro cílový organismus nebo znatelnou degradaci v ekosystému. Detekce a správná kvantifikace těchto chemických reakcí by mohla poskytnout citlivou a specifickou indikaci environmentálního stresu.

Dobrý biochemický indikátor by měl podle některých autorů [11,12] vyhovovat následující řadě kritérií:

- 🌐 indikátor by měl mít schopnost "včasného varování", t.j. biochemická odezva by měla předpovídat efekty na vyšších úrovních biologické organizovanosti a měla by jim předcházet;
- 🌐 indikátor by měl být specifický pro daný kontaminant nebo skupinu kontaminantů;
- 🌐 indikátor by měl mít koncentračně závislou odezvu vzhledem k obvyklé hladině kontaminantu;
- 🌐 měly by být známy základní biologické, resp. fyziologické aspekty organismů používaných pro biomonitoring, což minimalizuje zdroje nekontrolovatelné proměnlivosti;
- 🌐 hladina indikátoru by měla být vztažena ke zdravotnímu stavu organismu.

Jsou – li využívány biochemické markery, nesmíme zapomenout ani na sledování biochemických změn v živých organismech způsobených určitou škodlivinou. Sledovaná změna se může stát nejen vhodným biochemickým markerem pro hodnocení expozice životního prostředí škodlivinami, ale také biochemickým markerem umožňujícím odhad zdravotních rizik [13,14].

Pro hodnocení úrovně kontaminace životního prostředí se využívají ty biomarkery a bioindikátory, pomocí kterých můžeme určit odezvy živých organismů na expozici škodlivinami.



Odezvy se mohou týkat změny biochemických a fyziologických jevů, tzv. homeostatické odezvy u jedinců, až po celkovou toxicitu vztaženou buď na jedince, druh, společenství nebo ekosystém [14,15]. Odezvy bioindikátoru signalizují, že kontaminanty jsou v prostředí již určitý čas přítomny a to v množství dostatečném k tomu, aby tuto odezvu mohly vyvolat. Pomocí nich určujeme změnu důležitých funkcí jako je inhibice cholinesterázy, ovlivnění cytochromu P 450, ovlivnění aktivity monooxygenázy v mikrosomech, ovlivnění reprodukce, teratogenní účinky, odchylky v syntéze hemoglobinu, poškození DNA, histopatologické efekty, ovlivnění imunitního systému, hladiny vitamínu A, stresově tepelných bílkovin. Z dřívějších i současných prací je známo, že PCB a PAH ovlivňují cytochromy P450, některé pesticidy (organofosfáty a karbamáty) mají vliv na inhibici nervové a krevní cholinesterázy. V případech stopových prvků byla pozornost na poli biochemických indikátorů zaměřena na bílkoviny poutající kovy - metalothioneiny a sloučeniny jim podobné.

Metalothioneiny využívané jako biomarkery expozice kovovými ionty, nabízejí ve vodním prostředí řadu výhod. Existence koncentračně závislé odezvy v obvyklých hladinách, ve kterých se kovy vyskytují jako kontaminanty, umožňuje také dostupnost citlivých analytických metod. Biologické funkce metalothioneinů však nejsou dosud zcela známy a není možné spojit změny v obsahu metalothioneinů s poškozením na buněčné úrovni nebo na úrovni celého organismu. Aby bylo možné využívat metalothioneiny jako prediktivní indikátor toxicity, bude nezbytné rozšířit si znalosti o jejich fyziologických funkcích. Rovněž musíme mít komplexní znalosti o biologicko-fyziologických vlastnostech organismů používaných pro biomonitoring, aby mohly být vztahy v úvahu zdroje proměnlivosti, které se nevztahují k expozici kovy [16].

Z uvedeného krátkého přehledu je zřejmé, že biomonitoring nelze provádět bez vhodně zvolených bioindikátorů a biomarkerů.

### **2.2.1. Bioindikace prostřednictvím živočichů**

K zásadním požadavkům bioindikace, biodiagnostiky a ekologického monitoringu prováděném v životním prostředí pomocí živočichů patří jednoduchá metoda sběru, zpracování a vyhodnocení biologického materiálu umožňující postupnou aplikaci v praxi. Pracuje se obvykle se vzorky odebranými v reálném prostředí, které se právě studuje, avšak vzorky mohou být značně různorodé.

**Výběr testovacích druhů a skupin:** Pro biologické odhalování a soustavné sledování ekotoxikologických poruch v krajině jsou vhodné živočišné druhy, které reagují na přítomnost

nebo působení škodliviny v prostředí podobně jako plodiny a domácí zvířata, případně jako člověk. Pro čistě biologický monitoring se proto nepoužívají volně žijící zvířata.

V České republice jsou pro účely ekologického monitoringu využívány následující živočišné druhy:

**Zajíc polní** (*Lepus europaeus*): splňuje většinu požadavků na testovací druh, takže může být vhodně využit pro biologickou indikaci, biodiagnostiku a ekologický monitoring v krajinné ekologii a hygieně životního prostředí člověka. Je poměrně hojně rozšířen ve všech ekosystémech České republiky. Sdružuje se i v těsném sousedství urbanizovaných a maximálně deteriorizovaných ploch (nestabilizované výsypky, těžené lomy, povrchové doly apod.).



**Srnc obecný** (*Capreolus capreolus*): má větší osobní teritorium a menší a pomalejší rozmnožovací schopnost než zajíc polní.



**Bažant obecný** (*Phasianus colchicus*): je méně věrný svému osobnímu teritoriu; nevýhodou je, že jeho volně žijící populace jsou soustavně ovlivňovány jedinci uměle chovanými a v některých případech i importovanými. Podle věku se rozlišuje pouze na dva stupně: třídu mladých (letošních juvenilních) a třídu starých (adultních, starších jednoho roku).

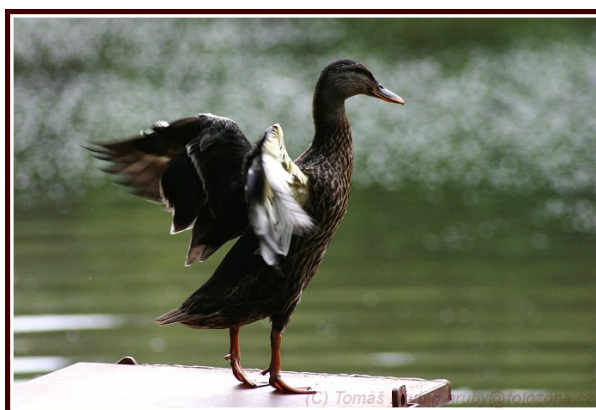


**Koroptev polní** (*Perdix perdix*): splňuje většinu požadavků na testovacího živočicha, ale její nízké stavy vylučují obecnější využití pro biodiagnostiku, bioindikaci a ekologický monitoring.

**Jířička obecná** (*Delichon urbica*): k některým biodiagnostickým a monitorovacím účelům může posloužit pouze v době svého hnízdění.



**Divoké kachny** (kachna divoká, čírka obecná, čírka modrá, polák velký aj.): podle věku se rozlišují na dva stupně, třídu mladých (letošních, juvenilních) a třídu starých (adultních, starších jednoho roku) [17].



**Drobní hlodavci** (hraboši, myšice, norníci): podle věku je rozdělujeme do tří tříd, třídu juvenilních (nejmladších), subadultních (pohlavně nedospělých) a adultních (pohlavně dospělých) jedinců. Jako přibližného kritéria věku bývá používáno délky těla a zvláště tělesné hmotnosti. Použití hmotnosti k určení věkových tříd je nejspolehlivější na začátku rozmnožovacího období,

kdy subadultní jedinci se svou hmotností podstatně liší od jedinců, kteří přezimovali (adultních) [18]. Mnohem přesnějším určovacím znakem věku je délka kořenů stoliček, vzrůstající úměrně se stářím jedince [19].

Pro biodiagnostiku a sledování změn v ekologické rovnováze krajiny je třeba volit vhodné skupiny bioindikačně využitelných živočichů, tj. takových, kteří jsou hojně rozšířeni ve všech typech stanovišť, vyznačují se těsnou vazbou na prostředí a citlivostí k jeho změnám. Dále je nezbytné, aby patřily ke skupinám systematicky dobře zpracovaným, u nichž jsou spolehlivé a podrobné znalosti o geografickém rozšíření, ekologických nárocích a způsobu života jednotlivých druhů. Rovněž musí velmi dobře splňovat většinu požadavků biodiagnostiky a ekologického monitoringu [20,21,22,23,24,25,26]. Velmi důležitá je také správná volba odebírané matrice. Pokud byl zjišťován obsah rizikových prvků u živočišných druhů, osvědčily se lépe kožní deriváty (srst, peří) než tkáně, které se intenzivně účastní výměny látkové (játra, ledviny, svalovina) [27].

Hodnotíme-li terestrické ekosystémy, jsou hlavními testovacími organismy vodní ptáci živící se rybami a jinými vodními živočichy (kachny, kormoráni), ze suchozemských ptáků konzumenti obilí (vrabci, holubi), případně predátoři konzumentů obilí, jako sovy *Strix aluco* a *Tyto alba*. Z bezobratlých se jako vhodný testovací organismus pro sledování zátěže rizikovými prvky osvědčila stínka *Oniscus asellus*, případně i žížaly, zejména druhy rodů *Alobophora*, *Lumbricus*, *Octolasion*.

Mezi nejlepší bioindikátory živočišného původu při environmentálním monitoringu patří zejména zajíc polní, srnec obecný, bažant obecný, koroptev polní, divoké kachny a drobní hlodavci [27]. U řady testovacích živočichů se využívá rovněž vyšetření krve, které je optimální zejména pro zjišťování zátěže organismu [21].

## 2.2.2. Rostliny jako bioindikátory

Mezi vyššími rostlinami jsou perspektivními pro monitoring takové, které planě rostou téměř všude, a dále takové, které lze snadno pěstovat v kontaminovaných oblastech. Mezi běžnými ubiquisty se osvědčil bez černý pro krátkodobý i dlouhodobý nepřímý monitoring znečištění prostředí rizikovými prvky. Z lesních dřevin jsou vhodnými habr, dub, především druhy rodu *Rubus*, zejména pro sledování kontaminace olovem. Jehlice jehličnanů lze využít pro zjišťování obsahu síry, chloru a fluoru. Jsou proto doporučovány k monitorování tohoto typu znečištění životního prostředí.



Kontrolní kultury pro monitorování znečištěného prostředí jsou trojího typu [28]:

- ☉ testovací výsadby druhů s velkou kumulační schopností, např. druhy rodu *Polygonum*, *Rheum*, *Lupinus angustifolius*, vhodné zejména pro soustavnou kontrolu zdrojů emisí;



- ☉ testovací výsadby okrasných druhů se značnou kumulační schopností, vyzkoušené a užívané pro sledování kvality ovzduší v sídelním prostředí. Z celé řady rostlin lze jmenovat růži (*Rosa centifolia*), mečík (*Gladiolus gandavensis*) a citroník (*Citrus unshii*) pro znečištění fluorem;
- ☉ testovací výsadby pícninových rostlin, zejména pro monitorování síry, železa a olova, například pomocí jetele (*Trifolium repens*) a jílku (*Lolium multiflorum* var. *Italicum*).
- ☉ podobně lze využívat pro monitorování vstupu kontaminujících látek do potravních řetězců i plodin, zejména brukvovitých (*Brassica oleracea*) v kontrolních kulturách, nikoliv však v běžných porostech.



Pro dlouhodobé monitorování znečištění životního prostředí rizikovými prvky byly studovány letokruhy dřevin. Tento způsob je vhodný i pro hodnocení starých zátěží.

### 2.2.3. Bioindikace znečištění atmosféry

Znečištění ovzduší průmyslovými a sídlištními exhalacemi a výfukovými plyny dopravních vozidel se projevuje na terestrických i vodních ekosystémech. Plynné složky i pevné částice (poletavý popílek), rozpuštěné nebo dispergované ve srážkové vodě, se dostávají při spadu srážek na půdní povrch a vegetační pokrývku a na větší vodní plochy; také mohou smytím z terénu znečistit povrchové vody.

Účinek kyselých srážek způsobených únikem oxidu siřičitého z tepelných elektráren a topenišť do atmosféry na vegetační pokrývku, zejména jehličnaté lesy, je dostatečně známý. Již dávno byly k indikaci kouřových exhalátů používány citlivé druhy lišejníků [29,30].

Velmi perspektivní, zvláště pro potřeby signalizačního monitoringu, se jeví biologický kontrolní experiment, tj. diagnostika fyziologických nebo etologických poruch na testovacích organismech vystavených kontaminovanému prostředí. V rámci biologického monitoringu byl nejvíce propracovaný typ sledování kontaminace oxidem siřičitým a fluorovodíkem u exponovaných lišejníků, zvláště druhu *Parmelia physoides*, u nichž se sledují morfologické a fyziologické poruchy až postupné hynutí. Epifytické lišejníky a mechorosty osidlují velmi exponovaná stanoviště, a jsou proto zvláště citlivé ke škodlivým změnám prostředí. U lišejníků jsou signifikantní mezidruhové rozdíly ve fyziologických, anatomických a morfologických reakcích na nejrůznější zhoršující se podmínky prostředí, ale jen velmi málo druhů za zhoršené situace znečištění atmosféry přežívá. Také vlastnosti substrátů, na nichž lišejníky žijí, se mění vlivem expozice znečištěnému ovzduší: kůra (borka) stromová se okyseluje a stoupá v ní obsah síry. Druhy adaptované na toto okyselení pronikají na dřeviny i v městských aglomeracích [2,3].

### 2.2.4. Bioindikace znečištění půdy

Znečištění škodlivinami se neomezuje jen na půdní a vegetační povrch, ale prostřednictvím srážkové vody, záplavami a splachy, případně aplikací chemických látek v zemědělství, se dostávají do půdy. Odkud prostřednictvím kořenů vyšších rostlin pronikají do nadzemních rostlinných orgánů. Půda sama je složitým ekosystémem mnoha druhů mikroorganismů, i zooedafonu, takže zprostředkuje přenos toxických nebo radioaktivních látek do všech živočišných druhů, kteří ji osidlují. Na znečištění půd reagují citlivě některé druhy půdní mezofauny, populace hmyzu a brouků [31].

Pro monitorování funkčních změn mikrobiálních populací v půdě jsou vhodná měření některých funkčních procesů, především dýchání, aktivita dehydrogenázy, rozklad odpadu, rozklad celulózy, fixace dusíku a nitrifikace. Pro detekci rizikových prvků se doporučuje sledovat aktivita fosfatázy [32].

Rovněž bylo prokázáno, že plísně (*Aspergillus*, *Penicilium*), kvasinky i vyšší houby, zejména lignikolní, kumulují rizikové prvky. Platí to i o některých bakteriích, například *Azotobacter sp.*, které mohou kumulovat významné množství rizikových prvků z půdy [33].



### 3. VYUŽITÍ BIOINDIKAČNÍCH SYSTÉMŮ PŘI HODNOCENÍ ZÁTĚŽE RIZIKOVÝMI PRVKY

Kontaminující látky anorganického původu, a to především prvky, tvoří v terestrických ekosystémech zcela specifickou skupinu. Souvisí to zejména s nejvyššími přípustnými koncentracemi, které nejsou vždy stanoveny pro daný prvek a pro veškeré environmentální matrice. Často se totiž stává, že některé z prvků, které byly dříve zařazovány výhradně mezi prvky esenciální, mohou být nyní hodnoceny jako prvky škodlivé. Pro tyto prvky obvykle nejsou limitní hodnoty stanoveny a legislativně to bývá ošetřeno dodatečně. Bylo prokázáno, že po překročení určité koncentrační hladiny mohou některé prvky negativně působit na živý organismus a ovlivňovat metabolické pochody.

Specifickou skupinu z nich vytváří také rozdílné názory týkající se jejich nomenklatury. V literatuře se můžeme setkat s různými názvy pro prvky, které jsou hodnoceny jako kontaminanty životního prostředí. V souvislosti s agrárními ekosystémy se často hovoří o rizikových chemických prvcích. Na tomto místě je nezbytné interpretovat názor, že mnohá

synonyma jako těžké kovy, toxické kovy respektive toxické prvky mají jen omezený význam a nemohou zahrnovat celou řadu ekologicky rizikových prvků a jejich sloučenin, které působí mimo jiné negativně na živý organismus. Těžko lze například arsen nazývat „těžkým kovem“ nebo selen, případně měď „toxickým prvkem“. Z uvedených příkladů je zřejmé, že existuje značná nejednotnost v označování. Podle názoru různých odborníků z oblasti životního prostředí je preferován termín rizikové prvky, a to zejména s ohledem na problematiku medicínsko ekologickou. Pro živý organismus se může stát rizikovým každý prvek, ať již ve formě volné (např. páry rtuti či jiná kapalná kovová forma), nebo ve sloučeninách (např. oxidy selenu, seleničitany, ale také organosloučeniny selenu). Při hodnocení negativního dopadu na lidský organismus je nutno uvažovat působící množství prvku, indukční schopnost vůči jiným prvkům nebo sloučeninám, jeho schopnost vytvářet koordinační vazby, jeho resorpční schopnost, biologický poločas pro daný organismus, případně metabolické přeměny jeho jednotlivých forem apod. Z medicínského hlediska má zařazení prvků mezi toxické jen omezenou platnost, protože z pohledu hodnocení vztahu dávka – účinek a dávka – délka expozice jsou za toxické považovány všechny prvky působící v dostatečném množství a po dostatečně dlouhou dobu. Tato závislost je známa jako Bertrandův zákon [34].

V současných ekologických hodnoceních hraje řada rizikových prvků podstatnou roli vzhledem k tomu, jak ovlivňují a kontaminují jednotlivé složky prostředí, tj. ovzduší, vodu, půdu a v neposlední řadě suroviny pro výrobu potravin. Téměř ve všech studiích, kde je popisován negativní dopad rizikových prvků na složky životního prostředí, je pozornost zaměřena na olovo, rtuť, kadmium a arsen.

V literatuře je možno naleznout studie, podle kterých se chemické prvky a jejich sloučeniny rozdělují do čtyř kategorií a to na základě negativního působení na lidský organismus [35]:

- ④ V první kategorii jsou látky, které při posuzování vyžadují zavedení nových kritérií; ze stopových prvků sem patří mangan.
- ④ Do druhé kategorie se zařazují látky, které vyžadují nové údaje a hodnocení; do této skupiny patří kadmium, rtuť a olovo.
- ④ Ve třetí kategorii jsou látky, které vyžadují hloubkové posouzení a to na národní i mezinárodní úrovni; v tomto případě se jedná o velké množství látek vyskytujících se ve stopovém množství. Jsou to zejména sloučeniny, kde zdrojem kontaminace je průmysl, dále spalování fosilních paliv, likvidace odpadů nebo přirozených produktů; v této kategorii jsou zjišťovány arsen, berylium, chrom, měď, nikl, selen, vanad, zinek a jejich sloučeniny.
- ④ Chemické látky ve čtvrté kategorii vyžadují předběžné posouzení; zařazeny jsou sem antimon, cín, kobalt, lithium, paladinum a platina.



Tato kategorizace vyplývá ze skutečnosti, že souhrnné řešení otázek expozice člověka chemickými látkami ovlivňuje nedostatek konkrétních poznatků nebo protichůdné názory výsledků výzkumů.

Expozice lidského organismu rizikovými prvky má celou řadu vstupů, kde hraje podstatnou roli potravinový řetězec, který je ovlivňován celým komplexem dalších vlivů. Za nejpodstatnější je považována zemědělská prvovýroba a druhotné zpracování zemědělských surovin v potravinářském komplexu. Při hodnocení musí být brány v úvahu i ostatní zdroje kontaminace, protože intenzifikační faktory zemědělské výroby vytváří jen část vstupů rizikových prvků do potravinového řetězce. Nelze totiž opomenout to, že půda a porosty, které ve sledovaných lokalitách vytvářejí ekosystémy, jsou ovlivňovány průmyslovými imisemi, exhaláty z dopravních prostředků, kontaminovanými závlahovými vodami, geochemickými cykly rizikových prvků apod. Vstupy rizikových prvků neohrožují člověka pouze kontaminací potravního řetězce; podobnými mechanismy, jako je ohrožován lidský organismus je ohrožován i organismus hospodářských zvířat, což vytváří další ekologickou vazbu: zdraví a užitkovost hospodářských zvířat – biologická hodnota potravin živočišného původu. Ne vždy jsou projevy zátěže zvířat rizikovými prvky natolik dominantní, aby bylo možno diagnostikovat metabolickou poruchu nebo dokonce jakoukoli formu intoxikace. Pro komplexní posouzení ekosystému z hlediska kontaminace anorganickými kontaminanty je nezbytné provést zhodnocení celkové zátěže chemických prvků i jejich biologických účinků na všechny živé organismy [36].

Sledování obsahu rizikových prvků má velký význam především v agrárních ekosystémech, protože v nich jsou produkovány suroviny pro výrobu potravin. Chceme-li hodnotit seriózně koloběh rizikových prvků v zemědělské prvovýrobě a odvozovat z něj vědecky zdůvodnitelné vztahy pro biologickou hodnotu potravin živočišného původu, musíme postupně hodnotit všechny významnější vstupy těchto prvků do ekosystémů živočišné výroby. Je zřejmé, že zdrojů kontaminace je velmi mnoho; v následujícím textu jsou uváděny alespoň ty nejdůležitější.

**Půda** – minerální hnojiva, organická hnojiva, kejda a biokaly, silážní a senážní štěavy, pesticidy, závlahy, provoz strojů a technických zařízení;

**Krmivo** – krmiva získaná různými technologickými procesy, tj. siláže, senáže, kafilerní produkty, rostlinné komponenty, minerální komponenty, netradiční krmiva, včetně exkrementů, stimulatory růstu, rezidua farmak apod.;

**Technologie výroby krmiv** – stavební materiál skladovacích prostor, konzervační látky, maloodpadové technologie, provoz strojů a technických zařízení;

**Stájové mikroklima** – stavební materiál objektů a zařízení, systém větrání, prašnost, technologie krmení a napájení, teplota a relativní vlhkost;

**Ovzduší** – výroba energie, výroba krmiv, zpracování exkrementů, rostlinná produkce, živočišná produkce, přidružená výroba, provoz strojů a zařízení;

**Napájecí voda** – rozvod vody, systém napájení, rostlinná výroba, provoz strojů a zařízení;

**Technologie chovu** – způsob ustájení, zdravotní stav zvířat, biofyzikální a biochemické faktory chovu, hygiena ošetřování.

Problematice komplexního působení rizikových prvků na hospodářská i volně žijící zvířata v agrárním ekosystému se věnuje u nás i ve světě značná pozornost. Hodnotí se především transfery do jednotlivých článků potravních řetězců i do jednotlivých složek životního prostředí zemědělské krajiny [1, 37]. Komplexní studie zabývající se transferem byly zpracovány zejména pro kadmium, olovo a rtuť. Jak vyplynulo z literatury, u ostatních prvků nebyla tato problematika komplexně sledována; pro porovnání jsou k dispozici pouze ojedinělé studie. Pro agrární ekosystémy má velký význam i zinek a měď, protože mají vliv na potravní řetězec hospodářských zvířat a úzce souvisí s metabolickými poruchami hospodářských zvířat. Obsaženy jsou zejména v bioindikátorech rostlinného a živočišného původu.

V následující části jsou prezentovány nejdůležitější chemické, biologické a toxikologické vlastnosti kadmia, olova a rtuti, protože na nich závisí schopnost jejich kumulace do bioindikačních systémů.

**Kadmium** je přirozeně se vyskytující prvek, který ve zvýšených koncentracích představuje vysoké environmentální riziko [38]. V souvislosti s hodnocením stavu životního prostředí lze konstatovat, že kadmium jsme schopni detekovat ve všech složkách životního prostředí i ve všech článcích potravních řetězců. Jeho rizikovost neustále stoupá, protože kadmium jako škodlivina se může do prostředí dostávat buď primárně z průmyslu, při spalování fosilních paliv, nebo prostřednictvím sekundární kontaminace, pocházející převážně z odpadních vod nebo čistírenských kalů. V důsledku toho je v globálním ekosystému ubiquitární. Kadmium ve vodním prostředí nepodléhá bakteriálním procesům, které by přeměňovaly jeho anorganickou formu na formu organickou. Toxicita kadmia je ve vodním prostředí ovlivňována tvrdostí vody a chemickou spotřebou kyslíku [38,39].

**Olovo** patří mezi rizikové prvky, o jejichž environmentálních vlastnostech existuje v literatuře nejvíce údajů. Olovo je popisováno jako prvek toxický, vyznačující se značnými kumulativními vlastnostmi. Jeho výrazný toxický efekt byl prokázán také na subbuněčné úrovni. Antropogenní použití pravděpodobně změnilo jeho biodostupnost a distribuci v životním prostředí daleko více, než u kteréhokoliv jiného toxického prvku. Z tohoto důvodu může obsah olova ve tkáních mnoha živých organismů, včetně obratlovců, dosahovat prahu toxicity. Tento

práh je velmi obtížné definovat, protože se mění s chemickou formou olova, druhem expozice a přítomností dalších rizikových prvků [40].

**Rtuť** patří k vysoce rizikovým prvkům. Patří mezi vysoce toxické a velmi rozšířené rizikové prvky v celém ekosystému a proto je třeba kontinuálně sledovat jejich koncentrace v životním prostředí, spolu s posuzováním jejich ekologického rizika. Rtuť se v životním prostředí vyskytuje ve velkém množství forem, které se liší chemickými, fyzikálními i toxikologickými vlastnostmi. Nejčastěji se v životním prostředí vyskytují anorganické chemické formy rtuti (páry rtuti, rtuťnaté a rtuťné soli) a její alkylované (méně častěji arylované) sloučeniny. Z alkylovaných sloučenin se v biologických materiálech nejčastěji setkáváme s halogenidy methylrtuti. Organokovové sloučeniny mají lyofilní povahu, která jim umožňuje snadný průnik biologickými membránami přímo do buňky. Methylrtuť je také přibližně 10krát toxicitější než její anorganické formy, je neurotoxická a snadno se bioakumuluje v potravních řetězcích ve vodních ekosystémech (hlavně v rybí svalovině). Většinou se do životního prostředí nedostává z antropogenních zdrojů, ale vytváří se z anorganických forem v chemických cyklech, kterých se účastní mikroorganismy. Kontaminace vodních ekosystémů rtutí nejvýznamněji ovlivňuje organismy na nejvyšších trofických úrovních potravní pyramidy. Vzhledem k velmi rozdílné ekologické toxicitě jednotlivých forem rtuti, je důležité se zaměřit nejen na celkový obsah rtuti, ale také na její jednotlivé formy [41].

### 3.1. PEDOSFÉRA

Půda je nezbytnou součástí terestrických ekosystémů a proto při hodnocení její zátěže prostřednictvím bioindikátorů bývá vypočítáván transfer rizikových prvků. Pro průkaz biotransformace byl sledován transfer kadmia z půdy do rostlin na nich pěstovaných. Kumulace kadmia byla ověřována na čtyřech plodinách pěstovaných na půdách pocházejících z různých zdrojů. Pomocí několikanásobné regresní analýzy bylo zjištěno, že z celkového množství dvaceti tří různých typů půd ovlivnilo kumulaci kadmia v rostlinách jen osm půd. Autorům studie se rovněž podařilo prokázat vztah platný pro heterogenní skupiny půd. Na základě svých výsledků dospěli k názoru, že pokud se kontaminace kadmia v půdě zvyšuje, snižuje se podíl, který je rostlině k dispozici. Může to být způsobeno buď přítomností částic metalických rud nebo sorpční schopností většiny kontaminovaných půd. Pokud byl na půdu aplikován upravený odpadní kal, nebyla prokázána zvýšená kumulace kadmia rostlinami [42].

Snížení obsahu Cd v půdách lze provést aplikací syntetických zeolitů [43]. Bylo prokázáno, že přidání syntetického zeolitu do půd kontaminovaných kadmii má za následek snížení kadmia v kořenech a ve výhoncích.

Základní koncentrace rtuti v půdě byla určena na cca 0,05 $\mu$ g/g. Toto je prakticky pozad'ová hodnota a neplatí pro kontaminované oblasti, kde může být mnohem vyšší. V terestrických ekosystémech je biokumulace rtuti relativně nízká [39,43].

Velká studie prováděná na Slovensku prokázala, že na zátěži půdy terestrických ekosystémů se velkou měrou podílí zejména průmyslové podniky v dané oblasti. Velká část podniků postavených v současné době má již téměř vyřešenou ekologickou otázku, tj. dopad na životní prostředí. Při dodržování platné legislativy již nedochází k extrémním zátěžím. Nelze však zapomínat na staré zátěže, které jsou často „nevybuchlou bombou“ pro oblast nacházející se v bezprostřední blízkosti továren a jiných průmyslových objektů, které již jsou odstaveny. K takovým patří i bývalé uhelné a rudné doly [44].

V blízkosti železnorudných dolů v oblasti Rudňany na Slovensku byl sledován výskyt rtuti, která byla doprovodným předmětem těžby při získávání vzácných kovů. Ve sledované oblasti kulminovala maximální těžba rud v letech 1978 – 1979; po ukončení těžby sideritové rudy v letech 1992 – 1993 nastal výrazný útlum těžby, v současnosti se ojediněle a to pouze sezónně těží baryt. Monitoring provádějí se v oblasti Spíše ukázal, že v dané oblasti je ve všech biotických složkách ekosystému zvýšený obsah těžkých kovů. Nejvyšší hodnoty byly zjišť'ovány u rtuti. Jak již bylo řečeno v úvodní kapitole, rtuť je nejznámější škodlivý prvek antropogenního i přirozeného původu. V současnosti bylo prokázáno, že v blízkosti rudných dolů je rtuť obsažena na starých hornických odpadových haldách. V závislosti na fyzikálních a chemických vlastnostech rtuti dochází v první fázi k vypařování do ovzduší v plynné podobě a následně vlivem změny teploty k vypařování z aerosolu na půdu a ostatní složky ekosystému. Vlivem povětrnostních podmínek se rtuť může prostřednictvím atmosférické depozice rozšířit i do vzdálenějších ekosystémů. Dalším potenciálním zdrojem jsou i staré doly, dnes již z větší části zatopené. Výtok vody s obsahem škodlivin je dalším nezanedbatelným zdrojem kontaminace rtuti. Konečnou složkou životního prostředí, kde se koloběh rtuti zastaví je půda, která má však jen malou schopnost dekontaminace [45].

Ve své studii se autoři zaměřili i na porovnání obsahů rtuti prokázaných v aerosolech, vodě a v půdě v letech 1993 a 2003. Na Slovensku byla pro obsah rtuti v půdě stanovená norma 1 mg/kg. Z hlediska správného přístupu k hodnocení kontaminace půdy byla zvolena jako nová porovnávací místa ta odběrová místa, na kterých nebyla půda využívána pro zemědělské účely; hodnoty zjištěné na těchto místech byly porovnány s odběrovými místy, kde byla dříve půda k zemědělským účelům používána. Současně bylo prokázáno, že v odběrových místech, kde byla půda používána k zemědělským účelům, došlo v průběhu 10 let k výraznému poklesu obsahu rtuti v půdě. Ve všech případech však zjištěný obsah překračoval normu platnou na Slovensku.

Dále bylo zjištěno, že místa, která byla silně kontaminovaná v minulosti, byla kontaminovaná vyšší měrou i v současnosti. Na základě zjištěných hodnot je zřejmé, že půdy v oblasti Rudňan jsou rtutí stále silně kontaminované, což odpovídá i poločas rozpadu tohoto prvku v půdě. S poločasem rozpadu souvisí i doba potřebná pro dekontaminaci půdy. V uvedené studii bylo pro hodnocení zvoleno devět odběrových míst nacházejících se v různých vzdálenostech od dolů. Na těchto odběrových místech bylo prováděno hodnocení v roce 1993 i v roce 2003. Obsah rtuti se v roce 1993 pohyboval od hodnoty 1,45 mg/kg až po 657,4 mg/kg. Tato extrémní hodnota byla zjištěna v dolince nad bývalou rtuťovnou; další vysoký obsah byl prokázán v zemině pocházející z odběrového místa Rudňany – dopravní závod (229,6 mg/kg). V roce 2003 došlo k poklesu hodnoty obsahu rtuti na čtyřech odběrových místech, ale rovněž došlo ke enormnímu zvýšení obsahu na jednom odběrovém místě – Rudňany, dolní konec odkaliska (12,61 mg/kg roce 1993; 179,4 mg/kg v roce 2003). Obsah rtuti v roce 2003 se pohyboval od 1,16 mg/kg až po 459,8 mg/kg. Tato extrémní hodnota byla prokázána na odběrovém místě Rudňany – dopravní závod. Zvýšený obsah rtuti na odběrovém místě Rudňany, dolní konec odkaliska, připisují autoři výtokům z haldových prostorů a zatopených štol. Z uvedené studie jednoznačně vyplynulo, že půda je vhodným bioindikačním systémem, který je použitelný především při hodnocení starých zátěží [46,47,48,49].

Podle jiných autorů je rtuť ve svých různých formách neustále přítomna v našem životním prostředí. Přestože je možné odstranit z ekosystému tuhé odpady, jako jsou půda a kaly, rozšiřuje se do prostředí i z různých jiných zdrojů, jako je zpracování různých odpadů, spalování rostlin apod. Atmosférické nánosy, které jsou důležitým zdrojem kontaminace, obsahují tři základní formy rtuti. Tytéž formy lze následně detekovat i v půdě [50].

### 3. 2. ROSTLINY JAKO BIOINDIKÁTORY

Příjem rizikových prvků rostlinami je určován obecně nízkou dostupností některých prvků v půdách a v sedimentech; toxicita příslušného prvku může být potom limitována mechanismy ukládání a pravděpodobně limitovanou schopností přemístování u většiny rostlin. Olovo není obecně akumulováno v listových částech rostlin, což ovlivňuje jeho transport na vyšší úroveň potravního řetězce. Ačkoliv se olovo může koncentrovat v rostlinných a živočišných tkáních, nebyla zatím prokázána schopnost biokumulace [39,40]. Naopak bylo zjištěno, že kyselá depozice v povrchové vodě a v půdách s nízkou pufrací kapacitou má vliv na dostupnost Pb pro rostliny a živočichy.

Olovo patří mezi prvky, jejichž značné rozšíření do životního prostředí měla za následek silniční doprava. Jeho koncentrace byla zjišťována v zelenině a ovoci pěstovaných podél

komunikací. Výsledky jednoznačně prokázaly, že blízkost hlavní silnice se významně podílela ( $P < 0,05$ ) na vyšších koncentracích Pb ve všech zkoumaných plodinách, přičemž vyšší obsah byl prokázán u zeleniny i u bioindikátorů rostlinného původu [51].

Zkoumáním možnosti chemické distribuce kadmia, zinku a olova v půdách znečištěných rizikovými prvky ze zinkové huti se zabýval XIAN [52]. Zjišťoval vliv koncentrace a chemických forem těchto prvků v půdách na jejich transfer do košťálové zeleniny. Košťálová zelenina, zejména zelí, bývá v některých zemích využívána jako bioindikační rostlina. Bylo prokázáno, že silnější vliv na absorpci do košťálovin mají substituovatelné a organokovové sloučeniny. Poměrná absorpce těchto prvků košťálovou zeleninou byla větší u zinku než u olova a u olova větší než u kadmia, což odpovídalo pořadí jejich koncentrace v půdě. Rychlost absorpce kadmia byla vyšší než u zinku a u zinku vyšší než u olova, což odpovídalo rozpustnosti těchto kovů v půdě. Procentuální podíl absorpce k množství kovů v substituovaných a organických formách byl 0,76 až 1,01%, přičemž se tyto hodnoty u tří sledovaných rizikových prvků významně nelišily. Výsledky potvrdily, že potenciaální biologická aktivita rizikových prvků v rostlinných bioindikátorech typu košťálovin souvisí s jejich rozpustností a chemickou strukturou [52].

Při hodnocení starých zátěží je důležité si uvědomit, že vážně postižený terestriální ekosystém a globální biosféra vyžadují ozdravení a revitalizaci [53]. Jednotlivými složkami ekosystému chovatelsko-produkčních areálů jsou orná půda, louky a paseky a samotné chovatelsko-produkční areály. Velmi nebezpečnými časovanými devastačními bombami pro půdu, vodu a vegetaci jsou aktivní nebo již přírodou zamaskované velké skládky různého odpadu, důlní haldy, odkaliště a zejména agresivní vyvěračky pocházející ze starých nebo nedávno odstavených báňských provozů. Autoři studie popisují silně zapáchající mohutnou skládku různého odpadu, nacházející se těsně blízkosti Hornádu, který je z tohoto zdroje značně kontaminován. V této souvislosti je třeba zdůraznit, že takové skládky různého druhu odpadu představují pro příslušné biotopy a jejich ekosystémy velké nebezpečí. Největším nebezpečím je různorodost odpadu na těchto skládkách a dále způsob likvidace evidovaných skládek odpadu. Mechanická úprava a navození zeminy, případně další úprava výsevem travnatých porostů nebo jejich ponecháním na přírodní fytookupaci tyto skládky dokonale zamaskuje, takže po čase splynou s okolím a jeho vegetačním porostem a identifikace a lokalizace je vesměs nemožná. Tato ložiska různých kontaminantů budou po čase aktivně působit na půdu a spodní vody, které pak mohou být zdrojem celé řady závažných kontaminantů a postupně vstupovat do vegetačních systémů; přes ně se následně dostanou až do organismu člověka. Do vegetačních systémů mohou vstoupit prostřednictvím kulturních rostlin pěstovaných na těchto půdách, nebo se mohou distribuovat nepřímo přes animální užitkový stupeň biologické pyramidy ve formě potravin

živočišného původu. Také část obrovského komplexu hald po zpracování magnezitu, známá na Slovensku jako „měsíční krajina“, představuje stálé nebezpečí kontaminace pro okolní vegetaci, půdu, ale také pro povrchové vody. Autoři studie uvádějí celou řadu lokalit, na kterých je evidován velký počet starých zátěží. Obnova zdevastovaného globálního terestického ekosystému a zvláště jeho základního stupně biologické pyramidy, rostlinné říše, která tvoří existenční základ stupňů biologické pyramidy, je úloha, kterou je nutno co nejrychleji realizovat [54,55].

V rámci prováděného monitoringu byla hodnocena zátěž starých hornických hald, odkališť, hornických *vyvieraček* a velkokapacitních skládek, při níž byly jako bioindikátory rostlinného původu použity kulturní plodiny [55,56]. Z výsledků jednoznačně vyplývá, že vyhledávání a evidování různých závažných „časovaných bomb“ je bezpodmínečně potřebné a patří k perspektivní ochraně naší vegetace. Závěrem autoři studie uvedli, že vegetační ekosystémy jsou ohrožené globálně i lokálně. Toto ohrožení má různý kvalitativní i kvantitativní stupeň, ale v každém případě představuje pro zvířecí a lidskou populaci nebezpečí, které se musí alespoň minimalizovat, pokud ho nelze zcela eliminovat.

Bylo prováděno hodnocení akumulace rizikových prvků rostoucích na suchozemských a mokřadních systémech. Vzorky rostlin odebrané současně se vzorky půdy a spodní vody prokázaly, že sledované rizikové prvky se v rostlinách rostoucích v mokřadech nehromadily. Míra akumulace se lišila mezi druhy a v rámci rostlin i anatomicky; odlišná koncentrace rizikových prvků byla detekována v kořenech, v listech a ve stonku. Rovněž byla prokázáno, že ve vnořených rostlinách v mokřadu, například v orobinci a v ostřici, se pravděpodobně kumuluje nejvíce rizikových prvků, zatímco u suchozemských rostlin se v relativně nízkých koncentracích pravděpodobně kumulují zvláště ty rizikové prvky, které mají velmi nízkou nutriční hodnotu [57,58,59,60]. Současně bylo zjištěno, že zinek, který je pro rostliny důležitý z nutričního hlediska, dosahoval v rostlinách mnohonásobně vyšší koncentrace v porovnání s jeho obsahem v půdě.

Bioindikátory rostlinného původu byly také využívány pro hodnocení přestupových koeficientů (BCF) mezi jednotlivými články potravních řetězců. Studie dosud v literatuře publikované byly zaměřeny na vybrané polutanty, které jsou z analytického hlediska velmi dobře stanovitelné. Jedná se zejména o ionty arsenu, kadmia a chromu [61]. Směrnice americké agentury na ochranu životního prostředí doporučují pro případ, kdy nejsou k dispozici experimentální měření, odhadovat BCF pro anorganické polutanty na základě fyzikálně chemických parametrů příslušných polutantů [62].

### 3. 3. VYUŽITÍ HUB A LIŠEJNÍKŮ JAKO BIOINDIKÁTORŮ PRO HODNOCENÍ ZÁTĚŽE RIZIKOVÝMI PRVKY

Monitorizační studie prováděná v České republice v roce 1998 a v letech 2002 – 2003 v lesních ekosystémech byla zaměřena na zjišťování úrovně kontaminace těžkými kovy. Jako bioindikátory byly využity jedlé houby, které byly sbírány v letních a podzimních měsících na předem definovaných monitorovacích plochách. Nejmenší počet vzorků byl sesbíráán v roce 2002 (71), nejvíce v roce 2000 (251). Nejčastěji sbírané houby byly hříbovité druhy suchohřib hnědý (*Xerocomus badius*), hřib žlutomasý (*Xerocomus chrysenteron*) a hřib smrkový (*Boletus edulis*); z lupenatých druhů byly v souboru nejčastěji zastoupeny bedla vysoká (*Macrolepiota procera*), muchomůrka růžová (*Amanta rubences*) a holubinka sp. (*Russula sp.*); v roce 2003 byla sbírána také václavka sp. (*Armillaria sp.*). Pro analýzu byly houby sušeny a obsah těžkých kovů byl vztažen na sušinu. Autoři této komplexní studie se zaměřili na následující prvky: arzen (As), kadmium (Cd), chrom (Cr), měď (Cu), rtuť (Hg), nikl (Ni), mangan (Mn), olovo (Pb) a zinek (Zn). Pro veškeré výše specifikované prvky, s výjimkou manganu, byl vyhláškou Ministerstva zdravotnictví ČR stanoven hygienický limit, na základě kterého byla úroveň kontaminace hub posouzena. Bylo prokázáno, že obsah As zjišťovaný v uvedeném časovém období byl velmi variabilní, pohyboval se od minimálního obsahu  $\leq 3,0$  až po maximální 303,3 mg/kg sušiny, který byl prokázán v roce 2000. Také obsah kadmia byl v jednotlivých letech rovněž variabilní, pohyboval se od 0,1 až po 61,9 mg/kg sušiny – opět v roce 2000. Stejný trend byl zjištěn také u dalšího prvku Cr; jeho obsah byl v rozmezí 0,1 – 22,2 mg/kg sušiny. Pokud byl hodnocen obsah mědi, byl maximální obsah prokázán v roce 2001, a to 431,8 mg/kg sušiny, nejnižší 0,4 mg/kg sušiny v roce 1999. Z výsledků rovněž vyplynulo, že houby obsahovaly poměrně vysoký obsah rtuti (rozmezí 0,1 – 34,1 mg/kg sušiny). Maximální obsah byl zjištěn v roce 2001. Obsah Mn v houbách byl sledován až od roku 1999. Pro tento prvek bylo rozmezí obsahu od 0,1 do 348,1 mg/kg sušiny; maximální obsah byl v roce 2001. Nejvyšší obsah Ni v houbách byl v rámci celého sledovaného období prokázán v roce 2000 (36,5 mg/kg sušiny); v řadě případů nebyl nikl vůbec detekován. V terestrických ekosystémech je velmi často sledovaným těžkým kovem Pb. Jeho obsah v houbách se pohyboval v rozmezí 0,8 – 21,8 mg/kg sušiny. Tato hodnota byla zjištěna v roce 2003. Posledním sledovaným prvkem byl zinek, jehož minimální obsah byl 0,9 a maximální 664,4 mg/kg sušiny (rok 1999). Výběr sledovaných prvků byl limitován Protokolem o těžkých kovech ke konvenci CLRTAP (Convention on Long-Range Transbounday Air Pollution), který byl podepsán v roce 1998. Z výsledků zpracované studie rovněž vyplynulo, že hygienické limity byly nejčastěji překračovány u Cd a Hg, výjimečně u As a Pb. Z vybraných druhů analyzovaných hub



byly nejčastěji v souboru nadlimitních vzorků zastoupeny bedla vysoká (*Macrolepiota procera*), muchomůrka růžová (*Amanta rubences*), hřib smrkový (*Boletus edulis*) a v roce 2003 také václavka sp. (*Armillaria sp.*). Největší obsah Cd, Hg a As v extrémních koncentracích byl prokázán u hub sesbíraných ve Středočeském kraji, a to v celém sledovaném období [63].

Od roku 2001 je součástí Monitoringu lovné, volně žijící zvěře a ryb ve Slovenské republice i toxikologické sledování hub a lišejníků jako vhodného bioindikátoru, který modeluje vstup sledovaných rizikových prvků z půdního substrátu. Houby jsou i vhodným bioindikátorem pro sledování obsahu radionuklidů. V roce 2002 bylo odebráno 22 vzorků hub, u kterých byly zjišťovány As, Cd, Cr,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ , Cu, Hg,  $^{131}\text{I}$ , Ni, Pb. U těchto vzorků hub bylo provedeno celkem 92 analýz a nadlimitní hodnoty byly prokázány v 9 případech. Nejvíce jich byla prokázáno u rtuti (4) a mědi (3); nadlimitní hodnoty byly dále prokázány u As a Cd. Lišejníky byly do monitorovacího programu SR zahrnuty proto, že jsou vhodným bioindikátorem pro modelování vstupu sledovaných kontaminantů z ovzduší. Houby a lišejníky jsou všeobecně považovány za nejlepší bioindikátory radioaktivní kontaminace životního prostředí. Kromě jednoho vzorku hub byla ve všech ostatních případech prokázána přítomnost štěpného produktu  $^{137}\text{Cs}$  s poločasem přeměny  $T_{1/2} = 30,2$  roků a ve třech vzorcích i přítomnost izotopu  $^{134}\text{Cs}$  s podstatně kratším poločasem přeměny  $T_{1/2} = 2,06$  roků. Nejvyšší aktivita izotopu  $^{137}\text{Cs}$  u lišejníku byla z lokality Skýcov okr. Zlaté Moravce (806 Bq/kg). Nejvyšší hodnoty izotopu  $^{137}\text{Cs}$  zjištěné u hub jsou ze stejné oblasti (132 Bq/kg). Nejnižší hodnoty tohoto izotopu byly prokázány u lišejníků a hub z východního Slovenska. Izotop  $^{134}\text{Cs}$  byl detekován pouze ve třech případech, a to ve dvou případech v lokalitě Skýcov okr. Zlaté Moravce, s maximální hodnotou 2,92 Bq/kg a v jednom případě z lokality Tatranská Javorina, okr. Poprad. Všechny hodnoty měrné aktivity byly vztaženy na suchou hmotnost vzorku. Ani v jednom případě nebyla prokázána přítomnost izotopu  $^{131}\text{I}$  s poločasem přeměny  $T_{1/2} = 8,02$  dní. Naměřené aktivity lišejníků a hub jsou mnohem vyšší než u jiných zemědělských produktů, respektive vstupů; vyplývá to z tendence lesních ekosystémů zdržovat a cyklicky vyměňovat radiocézium mezi jednotlivými složkami (vrchní vrstva půdy, mikrofauna, mikroflóra, vegetace), což se také projevuje i zvýšenou mírou kontaminace lesních plodů. Zejména pro lišejníky jsou tyto hodnoty poměrně vysoké, což se projevuje i zvýšenou mírou kontaminace lesních plodů a zvýšenou úrovní radioaktivní kontaminace volně žijící zvěře, která má lišejníky převážně za potravu. Na Slovensku není pro obsah radionuklidů v lišejnících stanoven žádný limit. Proto se při hodnocení postupuje podle doporučení EU (2003/120/EC), ze dne 20.2.2003 a EEC No. 737/90 [64,65].

V další ucelené studii se autoři také zaměřili na sledování obsahu rizikových prvků v houbách. Z prvků byly sledovány kadmium, měď, olovo a zinek, které byly indikovány v šesti

druzích hub. Hodnocený soubor tvořilo 125 vzorků hub. Sběr byl prováděn na čtyřech lokalitách, přičemž první dvě odběrová místa byla lokálně znečištěna, zbylá dvě odběrová místa byla z ekologického hlediska hodnocena příznivě. Také bylo prověřováno, zda divoce rostoucí houby mohou sloužit jako vhodné bioindikátory znečištění půdy rizikovými prvky a zda lze hovořit o transferu sledovaných prvků z půdy do hub. Obsah rizikových prvků v houbách byl hodnocen ve vztahu k některým vlastnostem půdy, kterými byly pH a obsah organického uhlíku. Rovněž bylo zjištěno, že kumulace rizikových prvků v houbách souvisí s koncentrací těchto prvků v půdách, s pH půdy a obsahem organických látek v půdě. V rámci této studie bylo dále prokázáno, že kadmium se v houbách kumulovalo do vysokých koncentračních hladin, zatímco olovo se naopak s hub vylučovalo. Koncentrace mědi a zinku v houbách nebyla v žádné korelaci s pH půdy a obsahem organických látek přítomných v půdě. Ze získaných výsledků jednoznačně vyplynulo, že ne všechny houby nám mohou sloužit jako vhodný bioindikátor znečištění životního prostředí. Také transfer z půdy do hub nebyl prokázán u všech druhů hub [66].



Také v další práci bylo provedeno zhodnocení kumulace rizikových prvků v jedlých houbách ve vztahu ke kontaminaci z ovzduší [44]. Studie byla prováděna v severní Itálii. V průběhu let 1988-1989 bylo shromážděno celkem 236 vzorků jedlých hub tvořených čeleděmi *Boletales*, *Russulales*, *Agricales*, *Aphylllophores*, *Lycoperdales* a *Pezizales*, které pocházely z různých oblastí severní Itálie. Ve specifikovaných čeledích hub bylo sledováno kadmium, měď, železo, zinek a olovo. Průměrný obsah kadmia v rámci celého vyšetřovaného souboru byl 1,156 ng/g sušiny, průměrný obsah olova 0,648; zinku 105,2; mědi 50,8 a železa 161,1 ng/g sušiny, se značnými rozdíly mezi čeleděmi hub a menšími rozdíly mezi geografickými místy. Maximální průměrné koncentrace

kadmia v ng/g sušiny byly zjištěny u čeledi *Russulales* - 1,358, olova 2,707 u čeledi *Lycoperdales*, zinku 220,2 u čeledi *Lycoperdales*, mědi 175,5 u čeledi *Lycoperdales* a železa 330,5 u čeledi *Pezizales*. Z výsledků dále vyplynulo, že jedlé houby jsou schopny kumulovat rizikové prvky selektivně, na kumulační schopnost hub má velký vliv specifická charakteristika příslušné čeledi i geografická poloha.

### 3.4. BIOINDIKÁTORY ŽIVOČIŠNÉHO PŮVODU

Volně žijící zvířata bývají předmětem častých studií v ekologii, ekotoxikologii i environmentální chemii. Velký význam mají především pro stanovení bioakumulace v různých biotopech. Pro tato specifická hodnocení bývají v terestrických ekosystémech často využíváni ptáci a drobní zemní savci.



Vhodnými bioindikátory živočišného původu je také lovná zvěř a volně žijící zvířata. Používají se jak při sledování škodlivin anorganického původu, tak i organického původu. V další části budou uvedeny některé konkrétní případy, kdy bylo živých organismů využito pro sledování rizikových prvků.



### 3.4.1. Drobní zemní savci

Obsah arsenu, kadmia, mědi, olova a zinku byly zjišťovány v těle hraboše (*Microtus pennsylvanicus*) a křečka dlouhoocasého (*Peromyscus maniculatus*). Veškeré hladiny sledovaných prvků byly pod hranicí toxicity pro tyto živočišné druhy [67,68].



### 3.4.2. Ptáci

K posouzení vlivu rizikových prvků na životního prostředí mohou jako vhodný bioindikátor živočišného původu sloužit také ptáci. Bylo prokázáno, že rychlost vylučování biologicky zabudovaného kadmia je u ptáků malá, a proto se tento rizikový prvek kumuluje v cílových orgánech jako jsou ledviny a játra [69]. Pro určování chronické toxicity jsou kritickým orgánem ledviny. Bylo zjištěno, že se zvyšující se koncentrací kadmia vzrůstá i obsah metalothioneinů (MT) v kůře ledvin. Pokud dosáhne koncentrace kadmia hladiny 100-200  $\mu\text{g/g}$ , klesá schopnost MT chránit buňky proti toxickým účinkům kadmia [70]. Na základě provedených studií bylo konstatováno, že mladí ptáci jsou k otravám kadmii náchylnější než staří jedinci. Byla zpracována studie, při které byla hodnocena kumulace kadmia ve tkáních dospělých divokých kachen a kachňat. Autoři zjistili, že dospělé divoké kachny akumulovaly při příjmu kadmia 20  $\mu\text{g/g}$  v krmivu podstatně méně kadmia, než kachňata za srovnatelnou dobu. Tyto nálezy naznačují, že dysfunkce ledvin mohou vzniknout při koncentracích Cd v ledvinách menších než 100 $\mu\text{g/g}$  [71].

Často byly ve tkáních ptáků zjišťovány také koncentrace rtuti. Většina laboratorních pokusů, důležitých pro objasnění biologických a toxikologických studií, byla prováděna převážně s ptáky kurovitými, které nejsou reprezentanty všech ptáků. Ptáci, kterým byla zkrmována anorganická rtuť, vykazovali redukci příjmu potravy a následně i růstu. Rovněž byly zjištěny poruchy reprodukce. Také pro ptáky jsou obecně toxičtější organické sloučeniny rtuti, v porovnání se sloučeninami anorganickými. Ptáci jsou využíváni jako bioindikátory živočišného původu zejména pro sledování kontaminace vysoce toxickými fungicidními přípravky s obsahem organických forem rtuti - methylrtuť [72]. Bylo prokázáno, že japonské koroptve mají stejnou citlivost vůči organokovovým sloučeninám rtuti jako bažanti.



Obsahem rizikových prvků (těžkých kovů) v orgánech různých druhů ptáků a ryb se zaměřením na jejich parazity se zabývali především následující autoři [73,74,75,76,77,78,79].

V některých případech se jim podařilo prokázat korelaci mezi obsahem rizikových prvků v orgánech a v parazitech.

V další části jsou popisovány pilotní studie, při kterých byly pro sledování akumulace rizikových prvků použity dva druhy krahujcovitých ptáků, tj. káně lesní a káně rousné. Káně lesní střeoevropská dorůstá střední velikosti a je nejhojnějším dravcem. Převážně hnízdí v lužních lesích jižní Moravy, Podunají a na východním Slovensku. Vyhledává však lesy všeho druhu, v období po žních až do jara obývá prostory v blízkosti polí. V literatuře se uvádí, že hlavní složku potravy tvoří hraboš polní (70,7 %); celkově savci tvoří 89,1 %, ptáci 7,2 % a nižší obratlovci 3,7 % kořisti [80]. Káně rousná je arktický druh s cirkumpolárním rozšířením – severní Evropa od břehů ledového oceánu na jih (Norsko, Švédsko, Finsko) a severní oblasti evropského Ruska. V podmínkách České republiky a Slovenska je zimní host. Hlavní potravou jsou lumíci, drobní savci (do velikosti zajíce) a ptáci. V našich podmínkách je to opětovně hraboš polní (88,6 %), ptáci (2,4 %) a nižší obratlovci. Je pozorována spíše vzácně, na 50 kání lesních připadá 1 káně rousná. Akumulace olova, kadmia, niklu a chromu byla sledována ve vybraných tkáních (svalovina, játra, střevo a ledviny) káně lesní (*Buteo buteo*) a káně rousné (*Buteo lagopus*) z lokality střední Moravy. Nejnižší koncentrace olova byla u obou druhů zaznamenána ve střevech, vyšší ve svalovině, játrech a nejvyšší v ledvinách. Naproti tomu koncentrace kadmia byla u obou druhů nejnižší ve svalovině, vyšší ve střevech, játrech a opětovně nejvyšší v ledvinách. Nejnižší obsah chromu vykazovaly u obou druhů ledviny, nejvyšší potom játra. Ve svalovině a střevech byly obsahy chromu u každého druhu odlišné (obrácené pořadí). Obsah niklu u obou druhů vykazoval rozdílné hodnot. Studie prokázala, že oba krahujcovití ptáci jsou vhodnými bioindikátory pro sledování zátěží rizikovými prvky. Z uvedených hodnot jednoznačně vyplývá vysoká zátěž organismu káně rousné rizikovými prvky z oblastí, kde žijí převážnou část v roce. Z naměřených hodnot olova a niklu ve svalové tkáni káně rousné lze usuzovat na menší zdroj znečištění vnějšího prostředí (automobily, zpracovatelský průmysl apod.). Naproti tomu 21x vyšší koncentrace chromu ve svalové tkáni káně rousné ukazuje na lokality s jejím vysokým obsahem (potravní řetězec – půda – rostliny – hlodavci; drobní ptáci). Vyšší hodnoty olova u káně lesní ukazují na ekologickou zátěž střední Moravy – oblast Přerova (cementárna, hustá silniční a železniční síť). Oba druhy krahujcovitých ptáků se ukázaly být vhodnými bioindikátory živočišného původu pro sledování nových i starých zátěží [80].

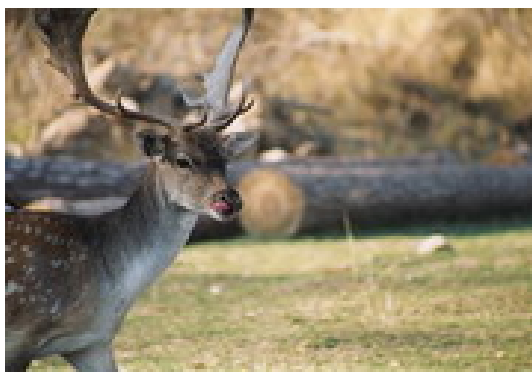
Ve své další studii sledovali tito autoři bioakumulaci specií rtuti, která byla sledována ve vybraných tkáních (svalovině, střevě, játrech a ledvinách) u kormorána velkého (*Phalacrocorax carbo*), potápky roháče (*Podiceps cristatus*) a káně lesní (*Buteo buteo*) z lokality střední Moravy (Záhlinice u Přerova). Byly získány jednotlivé orgány od 10 jedinců káně lesní, 16 jedinců potápky roháče (z

nichž bylo 5 samic) a od 16 jedinců kormorána velkého (z nichž bylo 8 mládřat ve stáří asi 1 rok). Záměrně byly zvoleny dva živočišné druhy živící se převážně rybami (kormorán velký, potápka roháč) a jeden živočišný druh (káně lesní), který tvořil kontrolní skupinu. Nejvyšší obsahy celkové rtuti byly nalezeny ve všech testovaných tkáních kormorána velkého a nejnižší obsahy v tkáních káně lesní. Toto pozorování souviselo se skladbou potravy zkoumaných druhů ptáků a bylo v podstatě očekáváno. Z výsledků dále vyplývá, že ve svalovině a ve střevech je u všech tří sledovaných druhů ptáků rtuť přítomna převážně ve své methylované formě (71.28 – 93.74 %). Takové jednoznačné výsledky již nebyly zaznamenány u sledovaných ptáků v játrech. Nejvyšší obsah celkové rtuti (39,24 mg/kg) byl nalezen v játrech u dospělé populace kormorána velkého. Procentuální obsahy MeHg v játrech sledovaných ptáků byly v rozmezí od 17,99 % až do 62,75 %. Nízké obsahy organických forem rtuti v játrech jsou způsobeny biotransformačními procesy rtuti. Organické formy rtuti se v játrech biotransformují do anorganických forem, ve vodě lépe rozpustných, které mohou být následně snadněji vyloučeny z organismu. Při statistickém porovnání procentuálních obsahů MeHg v játrech byly pozorovány statisticky významné rozdíly mezi dospělou populací kormorána velkého a potápky roháče ( $p < 0.0001$ ) i mezi dospělou populací kormorána velkého a káně lesní ( $p < 0.001$ ). Rozdíl procentuálního obsahu MeHg v játrech u potápky roháče a káně lesní nebyl statisticky významný ( $p = 0.84$ ). Z uvedených výsledků vyplývá, že dospělá populace kormorána velkého pravděpodobně metabolizuje organické formy rtuti jinou cestou než ostatní sledované druhy ptáků, což může být způsobeno potřebou účinně se zbavovat velkého množství MeHg, kterou tento rybolovný druh ptáka přijímá s potravou. Také byly nalezeny statisticky významné rozdíly ( $p < 0.001$ ) mezi obsahem MeHg v játrech u dospělé populace kormorána velkého a u jeho mládřat. Je předpokládáno, že mládřata kormorána velkého pravděpodobně postrádají schopnost plně metabolizovat organické formy rtuti; tato schopnost se u nich vytváří až v pokročilejším věku. Obsah celkové rtuti v játrech byl u mládřat kormorána velkého 6 x nižší než v játrech dospělé populace. Dále byl zjištěn statisticky významný rozdíl v procentuálním obsahu MeHg ve střevě v závislosti na pohlaví potápky roháče ( $p < 0.01$ ) [81,82]. Získané výsledky ukázaly, že koncentrace celkové rtuti v testovaných tkáních kormorána velkého hnízdícího blízko Záhlinic (ČR) jsou mnohem vyšší než u kormoránů [82] hnízdících v Japonsku (Tokyo, Lake Biwa), ale současně řádově nižší než ve tkáních kormoránů hnízdících podél Carson River v Nevadě [83].

### 3.4.3. Volně žijící a lovná zvěř

Biologický význam chronické expozice nízkých hladin olova pro volně žijící zvěř je někdy obtížné kvantifikovat. Zvěř, žijící v blízkosti měst nebo zdrojů emise olova pocházejících z průmyslových závodů, je více exponována a podléhá proto zvýšenému riziku otravy olovem.

Srnčí zvěř je rovněž používána jako vhodné bioindikátory živočišného původu pro sledování zátěže rizikovými prvky. Pro hodnocení byla použita srnčí zvěř pocházející z údolních a horských oblastí Bavorska. Obsah kadmia byl sledován ve svalovině, játrech a ledvinách a rozpětí hodnot bylo následující: svalovina 0,002-0,9; játra koloušků 0,01-0,28; játra starších kusů 0,19-0,87; ledviny koloušků 0,06-0,47 a ledviny starších zvířat 0,48-6,25 mg/kg tkáně. Autoři rovněž prokázali, že hladina kadmia byla 2 x vyšší u kusů pocházejících z horských oblastí než u kusů



pocházejících z údolních oblastí. Extrémně vysoké nálezy byly vyloučeny ze souboru a přisuzovaly se spíše sekundární kontaminaci z nábojů [84].

Kumulace rizikových prvků byla sledována u dalších druhů lovné zvěře, tj. zajíců, srnců a kanců. Získané výsledky ukázaly, že volně žijící zvěř je vhodným bioindikátorem znečištění životního prostředí [39].





Nejvyšší koncentrace rtuti byly detekovány u sladkovodních a mořských savců, včetně vyder, velryb a tuleňů. Některé druhy těchto živočichů mají schopnost demethylačních procesů v játrech a ledvinách, kterými mohou převádět toxickou methylrtuť na relativně méně nebezpečnou anorganickou formu rtuti. U suchozemských savců byly nejvyšší koncentrace prokázány u druhů nejčastěji využívaných jako bioindikátory živočišného původu, tj. myši a lovná zvěře[38].

#### 3. 4.4. Žížaly

U terestrických ekosystémů lze jako bioindikátory živočišného původu použít žížaly. Pomocí žížal byla sledována zejména bioakumulace některých rizikových prvků, především kadmia a olova. Z literatury je známo, že žížaly tvoří cca 60 – 80 % celkové půdní biomasy a rovněž jsou důležitou součástí potravního řetězce řady dalších živých organismů, především ptáků a savců. Na bioakumulaci se v jejich případě podílí značnou měrou půda; nelze totiž opomenout to, že tělo žížal je neustále v přímém styku s půdou a část půdy prochází také jejich trávicím traktem. Množství polutantu v organismu závisí na různých faktorech, z nichž nejdůležitějšími jsou druh žížal, věk organismů, roční období a typ polutantů [9,41]. Bioakumulaci rovněž ovlivňuje koncentrace příslušného rizikového prvku v prostředí, pH půdy a množství organické hmoty [33,40]. Pro její výpočet se používají různé kinetické modely [10,68].



## 4. VYUŽITÍ BIOINDIKAČNÍCH SYSTÉMŮ PŘI HODNOCENÍ ZÁTĚŽE ORGANICKÝMI POLUTANTY

### 4.1. POLYCHLOROVANÉ BIFENYLY

#### 4.1.1. Základní fyzikální, chemické a environmentální vlastnosti

V průběhu několikaletého sledování bylo na základě zhodnocení různých komplexních studií prokázáno, že PCB se nachází ve všech složkách ekosystému. Chování jednotlivých kongenerů PCB v ekosystému je dáno jejich fyzikálně-chemickými vlastnostmi, které určují dva hlavní faktory: stupeň chlorace a poloha substituentů chloru. Nížechlorované PCB jsou zastoupeny převážně ve vodním prostředí a v atmosféře. Jejich vyšší mobilita je dána větší těkavostí a rozpustností. Protože snadněji podléhají fotodegradaci a biodegradaci, jsou v mnohem menší míře detekovány ve tkáních živočichů. Výšechlorované bifenyly se v abiotickém prostředí hromadí především v půdě, kde jsou adsorbovány na organické částice a sedimenty. V živých organismech se vzhledem ke svým dominantním vlastnostem, tj. lipofilite a nízké rozpustnosti ve vodě, PCB kumulují především v lipidických tkáních živočichů.

Ve vzorcích ze životního prostředí bývá detekováno cca 100 z 209 kongenerů a asi 50 % z nich je toxikologicky a environmentálně významných [92]. Protože není možné a ani účelné kvantifikovat celé spektrum chlorovaných bifenyly ve vzorcích ze životního prostředí, byly v roce 1982 komisí Community Bureau of Reference vybrány ty kongenery, které jsou na základě dohody používány pro charakterizaci kontaminace určité matrice. Tyto kongenery byly majoritními složkami primárních technických směsí s obsahem PCB a vyznačují se vysokou perzistencí. S tím souvisí nejen jejich vysoká koncentrace ve všech složkách životního prostředí, ale pokrývají rovněž široký rozsah substituentů chloru, od trichlor až po heptachlorbifenyly. Ve většině vyspělých zemí je legislativně zakotveno nejvyšší přípustné množství (MRL) pro jednotlivé matrice, vyjádřené jako suma sedmi "indikátorových kongenerů" (kongener PCB č. 28, 52, 101, 118, 132, 153, 180). V poslední době bývají minoritní kongenery PCB v potravinách i ve složkách životního prostředí hodnoceny prostřednictvím toxických ekvivalentů (WHO – TEQ) [93]. V monitorizačních programech používaných v různých zemích jsou sledovány nejen tyto indikátorové kongenery, ale také další, které se vyskytují na významných koncentračních hladinách (PCB 206, 209).

Pro různé komodity mohou být jako indikátorové určeny i jiné kongenery PCB. The International Council for the Exploration of the Sea (ICES) doporučoval již v roce 1986 šest kongenerů pro monitoring vodních ekosystémů [94].

Přesto, že chování PCB v ekosystémech se v ČR studuje podrobně již více než 10 let, nejsou dosud známy veškeré jejich negativní účinky. Pokusy s laboratorními zvířaty však prokázaly, že toxická dávka potřebná k usmrcení jedince klesá s délkou expozice. Rovněž bylo zjištěno, že nejcitlivějším místem pro napadení organismu je reprodukční systém; z toho vyplývá, že u zvířat bývá působením PCB prioritně ovlivněn jejich reprodukční proces [95].

Pro komplexní studii prováděnou v USA a v Kanadě byly jako vhodné bioindikátory v oblasti Great Lakes vybrány následující živočišné druhy: norek americký (*Mustela vison*), vydra severoamerická (*Lutra canadensis*), běluha mořská (*Delphinapterus leucas*), orel bělohlavý (*Haliaeetus leucocephalus*), rybožraví ptáci hnízdící v koloniích, želva (*Chelydra serpentina*), pstruh (*Salvelinus namaycush*) a losos (*Oncorhynchus sp.*) [96].

Ze studií zpracovaných v České republice, zabývajících se mimo jiné podrobnou charakteristikou bioindikátorů, je nutné upozornit na přehledné zpracování problematiky v práci Sebastianové [3]. Mezi živočichy, vhodné jako nejlepší bioindikátory živočišného původu pro naše ekosystémy, zařadila zajíce polního (*Lepus europaeus*), srnce obecného (*Capreolus capreolus*), bažanta obecného (*Phasianus colchicus*), koroptev polní (*Perdix perdix*), kachnu divokou (*Anas platyrhynchos*) a drobné hlodavce. Autorka sama se zabývala problematikou vhodnosti využití drobných zemních savců jako bioindikátorů kontaminace PCB. Studovala hraboše polního (*Microtus arvalis*), norníka rudého (*Clethrionomys glareolus*), myšici lesní (*Apodemus flavicollis*) a myšici křovinnou (*Apodemus sylvaticus*). V porovnání s lovnou zvěří jsou podle jejího názoru hlodavci vhodnější, protože mají těsnější vazbu na danou lokalitu [3].

#### 4.1.2. Hydrosféra

Hydrosféra obsahuje pravděpodobně nejvýznamnější podíl celkového množství PCB přítomného v životním prostředí. Nelze proto předpokládat, že vysoké koncentrace PCB, blízké se hodnotám jejich rozpustnosti ve vodě, se budou nacházet jen ve vysoce kontaminovaných oblastech. Díky hydrofobnímu chování PCB a jejich afinitě suspendovat na partikulárním materiálu jako je sediment a biota, jsou detekovatelné ve všech složkách hydrosféry a to i v oblastech s kontaminací na úrovni pozadových hodnot [97].

Sedimenty vykazují velmi variabilní koncentrace PCB, které se pohybují na hladinách od desetin mg/kg až po desítky mg/kg, v závislosti na zatížení lokality a blízkosti bodových zdrojů kontaminace. Obsah PCB ve vodních organismech narůstá podle jejich postavení v potravním řetězci. Na vrcholu pyramidy stojí savci a ptáci. Již v úvodním článku potravního řetězce nastává výrazná bioakumulace, kdy ve stupni voda plankton dochází k nárůstu PCB až o několik řádů;

v planktonu v relativně nekontaminovaných vodách se naopak pohybuje na nízkých hladinách [98].

#### 4.1.2.1. Transport PCB z hydrosféry do dalších složek životního prostředí

Hlavní cestou globální distribuce je chemický transport prostřednictvím atmosféry. Dálkový transport umocňovaný teplotním gradientem, který působí tzv. „cold finger effect“, je příčinou kontaminace různých druhů organismů, například až v Arktidě [99]. Tento efekt globální frakcionace a chladové kondenzace může působit u řady PCB [100]. Důsledkem těchto pochodů je, že ve tkáních ryb a mořských savců pocházejících z oblasti Arktidy jsou obsaženy relativně vysoké hladiny PCB. Za závažné lze tyto nálezy považovat zejména proto, uvážíme – li, že tyto polutanty nebyly v Arktidě nikdy použity. Takovým způsobem mohou organické polutanty, které byly použity v jižních oblastech, precipitovat v oblastech polárních, přičemž nížechlorované kongenery podléhají popsanému transportu snadněji. Výše specifikovaná fakta mohou potom vysvětlit přítomnost vysokých nálezů PCB ve tkáních živočichů z těchto oblastí, navzdory velké vzdálenosti od zdrojů kontaminace. Dokonce bylo prokázáno, že PCB se vyskytují i v mateřském mléce tamní populace. Celková koncentrace PCB v mléčném tuku eskymáckých matek z oblasti Povungnituk je srovnatelná s průmyslovými oblastmi [99]; sumární koncentrace PCB v mléčném tuku matek kmene Inuitů z oblasti Quebec byla srovnatelná s koncentrací nalezenou u běluhy mořské, zatímco kongenerové profily byly podobné nálezům u polárních medvědů [101]. Tato skutečnost je dána konzumací velkého množství mořských živočichů zdejší populací. Průměrné koncentrace organochlorových polutantů, včetně PCB, byly 3 až 34 krát větší, v porovnání s nálezem u Kanadčanů ve státě Quebec [102]. Běžně zjišťované koncentrace PCB v ovzduší ve venkovním prostředí se pohybují v rozmezí 1 - 10 ng/m<sup>3</sup> v městských oblastech [103], s nižšími koncentracemi nad zemědělskými centry a světovými oceány [104]. Z výsledků inventarizace emisí POPs bylo odhadnuto celkové množství emisí PCB za rok 1995 v České republice; tento odhad činil až 3464,2 kg [105].

Neustálý tok PCB mezi hydrosférou a atmosférou je možno hodnotit jako dynamický proces, při kterém kontaminovaný systém může odpařováním do atmosféry uvolňovat více PCB, než obdrží díky depozici [106]. Dubanský ve své kompilační studii uvedl zprávu švédské agentury pro ochranu prostředí z roku 1992. Jako extrémní případ je prezentováno jezero Jaersjaen v blízkosti řeky Emaan. Vzhledem k vysokému obsahu PCB v sedimentu odebraném z tohoto jezera (přibližný odhad 400 kg) a míře jejich postupného uvolňování (5,6 kg za rok) lze očekávat, že voda v řece Emaan bude zamořována až do roku 2062 [104].

V monitorizační studii prováděné v letech 1991 až 1992 byly sledovány hladiny PCB u 14 tuleňů v zátocě u San Franciska v USA. Prokázané hladiny PCB byly na úrovni 50 mg/kg vztaženo na tuk; nejvíce zastoupenými kongenery byly PCB 153 a 180. Tuleni vykazovali snížení reprodukce a narušení imunitních funkcí [107]. Také další environmentální studie s využitím delfína pruhovaného (*Stenella coerulea alba*), která proběhla v devadesátých letech, poskytla zajímavé výsledky. U delfínů, kteří podleli epizoocii ve Středním moři, byl prokázán signifikantně vyšší obsah PCB ve svalovině a játrech oproti zdravým jedincům. Nálezy byly dány do souvislosti se snížením imunitních funkcí těchto savců [108]. V další práci byla také prokázána příčinná souvislost kontaminace hydrosféry PCB s reproduktivní toxicitou a narušením imunitních funkcí u mořských savců [109]. Poněkud nižší metabolickou aktivitu v porovnání s ostatními mořskými savci a ptáky vykazovali malí kytovci. V práci, která se zabývala touto problematikou [110], byly sledovány kongenery PCB u sviňuchy obecné (*Phocoena phocoena*) v Baltském moři u Gdaňska. Detekované koncentrace  $\Sigma$ PCB se pohybovaly od 26 do 47  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Rovněž bylo zjištěno, že nízká enzymová aktivita způsobila dlouhodobé kumulace a možnost reproduktivní toxicity u těchto živočichů. Hodnocení kontaminace PCB prováděné dalšími autory bylo zaměřeno na Arktickou oblast, kde byl monitorován obsah PCB u kytovců a u polárních medvědů. U kytovců byla potvrzena nízká metabolická aktivita. Obsah PCB ve tkáních polárních medvědů byl na podobné úrovni (rozmezí 1 – 10  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ); detekován byl však menší počet kongenerů, což souviselo patrně s rychlým metabolismem [111]. Lze předpokládat, že medvědi mají vysokou schopnost metabolizovat organochlorové sloučeniny a tím snižovat jejich toxický efekt. Nebyl však u nich pozorován žádný vztah mezi zátěží PCB a schopností zabřeznout [112]. V jiné studii z Norska, kde byla zátěž PCB sledována u náhodně odchycených medvědů, byla naopak prokázána negativní korelace mezi hladinou imunoglobulinů Ig G a mezi kongenery PCB 99, 194 a 206. Shodná korelace byla prokázána i u insekticidu HCB, čímž byla i v tomto případě indikována možnost imunotoxického efektu organických sloučenin substituovaných chlorem [113]. Tato extrémní schopnost metabolizovat výše specifikované sloučeniny je podložena sledováním tohoto xenobiotika v plazmě u polárních medvědů z Arktické oblasti. Podíl sumy hydroxylovaných metabolitů PCB ku celkovému množství původních kontaminantů byl 2,34, což představuje největší podíl dosud prokázaný v biotě [114].

Pro sledování úrovně kontaminace PCB jsou jako bioindikátory živočišného původu využíváni i rybožraví ptáci a savci. Protože žijí částečně i na souši, podílejí se rovněž na transferu škodlivin do terestrických ekosystémů. V údolí řeky Rio Grande v Texasu (USA) byla sledována hladina PCB a jiných chlorovaných uhlovodíků u tří druhů volavek; bukač proměnlivý (*Butorides virescens*), volavka bílá (*Egretta alba*) a kvakoš noční (*Nycticorax nycticorax*) [115]. Bylo zjištěno, že

PCB ve vejcích volavek nepřesáhly hladinu, ovlivňující reprodukční úspěšnost; hodnoty koncentrace  $\Sigma$  PCB ve vejcích byly vyšší než 5 mg/kg, přičemž za kritický obsah PCB ve vejcích je považována hodnota 7,5 mg/kg [116].

Podobná studie byla zpracována i v rámci České republiky [117]. Ve vejcích pěti druhů vodních ptáků, tj. roháče velkého (*Podiceps cristatus*), husy velké (*Anser anser*), kachny divoké (*Anas platyrhynchos*), lysky černé (*Fulica atra*) a racka chechtavého (*Larus ridibundus*), byl zjišťován obsah chlorovaných pesticidů a PCB. V porovnání s obsahem chlorovaných pesticidů byl obsah PCB signifikantně vyšší u vajec potápky velké a racka chechtavého, než u vajec husy velké a kachny divoké. Hladiny  $\Sigma$  PCB ve vejcích ptáků se pohybovaly v rozmezí od 0,054 mg/kg sušiny u husy velké do 7,90 mg/kg sušiny u racka chechtavého.

Vejce volavek popelavých (*Ardea cinerea*) sloužily jako vhodná matrice také pro sledování úrovně kontaminace organochlorovými sloučeninami ve Francii u jezera Lac de Gradlieu [118]. Přestože některé zjišťované organochlorové pesticidy ( $\alpha$ -HCH;  $\delta$ -HCH; dieldrin; 4,4'-DDD a 4,4'-DDT) nebyly vůbec detekovány, PCB a 4,4'-DDE byly přítomny ve všech vyšetřovaných vzorcích. Vliv činností člověka na kontaminaci vajec rybožravé volavky stříbřité (*Egretta garzetta*) byl studován v deltě řeky Rhōny ve Francii. PCB byly detekovány na úrovni těch koncentrací, které již jsou pro živé organismy nebezpečné, přestože byla sbírána v chráněných územích, kde nebyla intenzivní průmyslová činnost. Bylo však prokázáno, že znečištění pocházelo z říčních sedimentů, splavených do řeky Rhōny z oblastí s intenzivní průmyslovou činností [119, 159].

Kontaminace vajec vodních ptáků organochlorovanými polutanty byla studována rovněž v oblasti dunajské delty. Vejce pocházela od následujících vodních ptáků: kachna divoká (*Anas platyrhynchos*), husa velká (*Anser anser*), labuť velká (*Cygnus olor*), lyska černá (*Fulica atra*), ibis hnědý (*Plegadis falcinellus*), kolpík bílý (*Platalea leucorodia*), volavka stříbřitá (*Egretta garzetta*), kvakoš noční (*Nycticorax nycticorax*), volavka popelavá (*Ardea cinerea*), volavka bílá (*Egretta alba*), potápka rudokrká (*Podiceps griseus*), pelikán kadeřavý (*Pelecanus crispus*), kormorán malý (*Phalacrocorax pygmaeus*) a kormorán obecný (*Phalacrocorax carbo*). Nejvyšší hladina PCB byla prokázána u kormorána malého (2,565  $\mu$ g/g sušiny). Za velmi závažné lze považovat to, že koplánární kongenery (PCB 77, PCB 126 a PCB 169) byly detekovány ve vejcích všech druhů ptáků. Získané výsledky byly porovnány s údaji zjištěnými ve shodné lokalitě v roce 1982. Bylo prokázáno, že celková úroveň znečištění byla nižší [120, 159].

V lokalitě na východním pobřeží Šlesvicko - Holštýnska v Německu byla v rámci dlouhodobého projektu sledována po dobu 19 let dynamika kontaminace organochlorových sloučenin a rtuti ve vejcích, kuřatech a v prachovém peří rybáka malého (*Sterna albifrons*) [121].

Kontaminace PCB, DDT a HCH se v průběhu měření v letech 1978-1996 v důsledku zákazu výroby a používání většiny zkoumaných látek snižovala.

Také další studie byla prováděna v Německu, a to na pobřeží Severního moře a na dolním toku Rýna. Obsah organochlorových polutantů byl zjišťován ve vejcích ústřičníka velkého (*Haematopus ostralegus*) [122.] Bylo prokázáno, že vejce z dolního toku Rýna měla signifikantně vyšší obsah organochlorových polutantů. Maximální obsah těchto analytů byl ve vejcích z lokalit na Rýně; přestože byla hladina PCB velmi vysoká, což souviselo zřejmě se starými zátěžemi z minulosti, neprojevovaly se u ústřičníků velkých embryotoxické efekty [122, 159].

Kontaminace vajec jespáka obecného (*Calidris alpina*) ze severního Norska byla srovnávána se znečištěním vajec druhů hnízdících na pobřeží Severního moře. Jako bioindikátory byly v Norsku již na počátku osmdesátých let vybráni ústřičník velký (*Haematopus ostralegus*) a rybák obecný (*Sterna hirudo*). V roce 1993 byly pro potřeby dlouhodobého sledování využity také husice liščí (*Tadorna tadorna*), kajka mořská (*Somateria molissima*), tenkozobec opačný (*Recurvirostra avosetta*), vodouš rudonohý (*Tringa tatanus*), racek chechtavý (*Larus ridibundus*) a racek stříbrný (*Larus argentatus*) [123, 159].

Zajímavé studie oblasti byly zpracovány rovněž v Kanadě; ve tkáních pelikána severoamerického (*Pelecanus erythrorhynchos*) byly zjišťovány PCB, organochlorové pesticidy a vybrané rizikové prvky a to zejména se zřetelem na vliv pohlaví [124]. Bylo zjištěno, že obsah organochlorových polutantů v jaterní tkáni byl vyšší u samců než u samic. Lze se domnívat, že snížení obsahu PCB u samic bylo způsobeno přestupem těchto polutantů do vajec.

Pro zhodnocení biointransformace byly použity také vejce chalupy jižní (*Catharacta antarctica*), tručňáků rouškového (*Pygoscelis adeliae*), auzdíčkového (*Pygoscelis antarctica*) a oslího (*Pygoscelis papua*). Těchto živočišných druhů bylo jako modelových organismů využito pro výzkum znečištění mořského ekosystému v Antarktidě [125]. Vejce chalupy obsahovala vyšší koncentraci PCB než vejce tučňáků; detekovány byly především kongenery PCB 153 a PCB 180, a to v rozmezí od 10 do 350 µg/kg čerstvé hmotnosti. Z literatury je známo, že schopnost kumulovat PCB je vyšší u ryb a ptáků než u savců; savci naopak citlivěji reagují na zvýšení PCB v organismu změnami v reprodukčním cyklu. Proto je řada z nich využívána jako bioindikátory nejrozličnějších ekosystémů, zejména terestrických [159].

Z rybožravých savců pocházejících ze sladkovodního prostředí byl sledován norek americký (*Mustela vison*) a vydra severoamerická (*Lutra canadensis*). Norek americký sloužil jako bioindikátor kontaminace organickými polutanty v mokřadlech v okolí Velkých jezer v USA a Kanadě [126]. V rámci této studie bylo prokázáno, že nejvyšší obsah byl zjištěn v blízkosti

Erijského jezera ( $\Sigma$  PCB 1797 $\mu\text{g}/\text{kg}$  čerstvé tkáně); signifikantně nejnižší koncentrace byla zjištěna u jezera Ontario ( $\Sigma$  PCB 39  $\mu\text{g}/\text{kg}$  čerstvé tkáně). Mezi lokalitami nebyly pozorovány výrazné rozdíly v zastoupení jednotlivých kongenerů PCB. Největší podíl toxických non-ortho kongenerů tvořily kongenery PCB 126 a PCB 118, které však z hlediska obsahu nepřesahovaly hodnotu 0,05  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . V rámci další studie byl zjišťován obsah PCB v tělech vyder severoamerických a norků amerických, které byly získány od lovců kožešin v blízkosti řek Fraser a Columbia (USA, Canada) v letech 1990-1992. Autoři detekovali PCB ve všech vzorcích, ale jejich obsah byl 10x nižší než při depistáži prováděné před 10 lety [127].

Mnoho světových publikací zabývajících se problematikou PCB popisuje kontaminaci mořských rybožravých savců. Hodnocena byla především kontaminace vyder mořských (*Enhydra lutris*) organochlorovými polutanty na Aljašce a Aleutách. Vzhledem k intenzitě hospodářské činnosti byl obsah PCB a DDE v játrech těchto savců nečekaně vysoký. U vyder na Aleutách byla vypočtená  $\Sigma$  PCB 309  $\mu\text{g}/\text{kg}$  čerstvé tkáně, u jedinců pocházejících z jihovýchodní části Aljašky byla  $\Sigma$  PCB 8  $\mu\text{g}/\text{kg}$  čerstvé tkáně. Zdrojem kontaminace byl podle autorů obou studií atmosférický transport PCB a únik polutantů z vojenské základny [128, 129, 159].

V dalších pracích byla hodnocena kontaminace PCB u tuleňů a jiných ploutvonožců. Výše hladin PCB a dalších organochlorových polutantů byla sledována u tuleňů obecných (*Phoca vitulina*) a kuželozubých (*Halichoreus gryptus*) v ústí řeky Saint Lawrence [130]. Autoři prokázali, že  $\Sigma$  PCB byla vyšší u tuleňů obecných. Ve své práci dále uvedli, že obsah PCB se zvyšoval v závislosti na věku u samců, ale byl stabilizován u dospělých samic. Podobná práce byla publikována i z oblasti Ruska. V tomto případě byl obsah PCB ve tkáních tuleňů kaspických (*Phoca caspica*) hodnocen v závislosti na jejich potravě (ryby rodu *Rutilus*) [131]. Malé rozdíly v obsahu organochlorových polutantů mezi pohlavími byly pravděpodobně způsobeny nízkou exkrecí v době březosti a kojení. Na základě svých výsledků vyslovili autoři studie předpoklad, že kaspické tuleni mohou být považováni za živočišný druh vykazující vysokou degradační kapacitu pro koplanární PCB. Rozdíly byly zjištěny také v obsahu jednotlivých kongenerů PCB v podkožním tuku tuleňů kroužkovaného (*Phoca hispida*) z oblasti Severního moře [128]. Výšechlorované kongenery (s počtem Cl  $\geq 6$ ) byly detekovány ve větší míře než kongenery nížechlorované, přičemž nebyl prokázán rozdíl mezi pohlavími. Z ploutvonožců, kteří tráví většinu svého života v moři a živí se rybami, byl často vybírán jako vhodný bioindikátor mrož (*Odobenus rosmarus*) [133].





Ryby a tuleni jsou součástí potravního řetězce ledních medvědů (*Ursus maritimus*). Proto mohou být jako poslední článek potravního řetězce vhodným modelem ke sledování distribuce kontaminujících cizorodých látek v biosféře. V letech 1990-1994 byla prováděna dlouhodobá studie na Špicberkách v Norsku. Ledním medvědům byly odebrány vzorky podkožní tkáň, krve a mléka. Bylo zjištěno, že  $\Sigma$  PCB se pohybovala v rozmezí 1 – 10  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . U ledních medvědů bylo telemetricky sledováno rozmnožovací chování dospělých samic. Autoři provedli odhad mezi úrovní znečištění PCB a reprodukčním úspěchem. Bylo prokázáno, že u samic neexistuje vztah mezi hladinou organochlorových polutantů a jejich schopností zabřeznout. Současně prokázali vysokou schopnost polárních medvědů metabolizovat některé organochlorové sloučeniny, zejména PCB a snížit tak jejich toxický efekt [134].

Poslední skupinou živočichů, kterým byla věnována zvýšená pozornost, byli kytovci. V letech 1985 – 1997 byly sledovány hladiny kongenerů PCB, včetně toxických non-ortho kongenerů (PCB 77, PCB 126 a PCB 169) a mono-ortho kongenerů (PCB 105, PCB 118, PCB 115), a to v podkožním tuku deseti druhů ozubených kytovců pocházejících ze severního Pacifiku a z asijských pobřežních vod [135]. Suma PCB byla vyšší u delfínů žijících v chladných vodách než u delfínů z vod tropických. Největší obsah PCB byl zjištěn ve vzorcích získaných od delfínů pohybujících se v oblasti japonských ostrovů a Hong-Kongu, tedy z tropických průmyslových oblastí, přičemž 70 % z celkové  $\Sigma$  PCB tvořily penta a hexachlor bifenyly. Vypočtená hodnota TEQ non- a mono-ortho PCB se pohybovala v rozmezí od 36 do 510  $\text{pg}/\text{g}$  čerstvé hmotnosti. Z kytovců byly dále sledovány běluhy mořské (*Delphinapterus leucas*) nebo vorvaň tuponosý (*Physeter macrocephalus*). Vliv a mechanismus ekotoxicity PCB v potravním řetězci, který zahrnuje řasy, ryby, tuleně a medvědy lední, popsali v rozsáhlém literární rešerši jiní autoři [136]. Znečištění severní polokoule organickými polutanty jako důsledek industrializace bylo příčinou ovlivnění endokrinního systému sledovaných živočichů a vedlo ke snížení jejich reprodukční úspěšnosti,

především u tuleňů. Experimentálně bylo prokázáno, že PCB také ovlivnili u tuleňů výskyt potratů, glomerulonefropatii a osteoporózu.

#### 4.1.3. Pedosféra

Kontaminace půd PCB nastává hlavně prostřednictvím suché a mokré atmosférické depozice. Podle výzkumu prováděného v devadesátých letech, kdy byla stanovena požadovaná hodnota pro obsah Deloru 106 v půdě 4  $\mu\text{g}/\text{kg}$ , hodnoty nad 10, ale každopádně nad 20  $\mu\text{g}/\text{kg}$  odpovídaly blízkosti bodového zdroje. Obsah Deloru 103 v půdě nebyl vesměs detekován, hodnoty se nacházely pod detekčním limitem příslušných analytických metod [137]. Mnohem vyšší hodnoty byly prokázány například v Japonsku v souvislosti se známou aférou Yusho, kdy v 60 % vzorků půdy byl prokázán obsah větší než 10  $\mu\text{g}/\text{kg}$  sušiny; nejvyšší zjištěná hodnota obsahu PCB byla 1,2  $\text{mg}/\text{kg}$  [138]. Při sledování možnosti přestupu PCB z půdy do rostlin se většina prací shoduje v tom, že přesun hydrofobních kontaminantů z půdy do rostlin je slabý, patrně v souvislosti s jejich nízkou mobilitou [134]. Při skleníkových pokusech prováděných na kulturních rostlinách jako jsou salát a mrkev a na travním druhu grass species, byla sledována absorpce z kalů komunálního odpadu silně kontaminovaného PCB (52  $\text{mg}/\text{kg}$ ). V rámci pokusu byly prokázány transfery pouze u mrkve a to jen ve slupce [139]. Tento fakt lze vysvětlit vysokým podílem lipofilních karotenoidů obsažených v mrkvi. Jinou situaci je možno prokázat u nadzemních částí rostlin, které jsou ovlivněny nejen imisní zátěží, ale také reemisí těkavých PCB z půdy. Z výše uvedeného vyplývá, že obsah PCB v rostlinách, tj. i kulturních plodinách, posuzovaných jako bioindikátory rostlinného původu, je dán blízkostí bodového zdroje. V další studii byl zjišťován obsah PCB v jehličí, a to v závislosti na vzdálenosti od zdroje znečištění [140]. Bylo prokázáno, že rozsah znečištění výrazně klesal se vzdáleností od zdroje: v 50 m byl 2,2  $\mu\text{g}/\text{kg}$  suché hmoty; ve 200 m 0,15  $\mu\text{g}/\text{kg}$  a v 10 kilometrech již jen 0,01  $\mu\text{g}/\text{kg}$  suché hmoty. Jiní autoři popsali zajímavou studii, ve které se zabývali přestupem PCB z půdy do těla cvrčka domácího [141]. Jejich výsledky překvapivě dokumentovali velmi rychlý přesun PCB z půdy do epigerické fauny.

Dříve bylo samozřejmostí, že se v zemědělské velkovýrobě často používaly ke hnojení kaly z ČOV nebo jiné odpadní kaly, ve kterých nebyl zjišťován obsah škodlivin. Směrnice EPA platné v USA jsou dosud při aplikaci kalů do zemědělské půdy benevolentní, stejně jako naše směrnice stanovené Ministerstvem zemědělství [142].

Aplikací kalů při hnojení zemědělské půdy se zabývali i další autoři, kteří zpracovali podrobnou studii, v níž sledovali také koncentraci PCDD a PCDF. Vliv používání odpadních kalů ke hnojení na koncentraci škodlivin typu PCB, PCDD, PCDF v krmivu pro dojnice a v

mléce byl sledován na čtyřech mléčných farmách. Na dvou z těchto farem měla aplikace odpadních kalů do zemědělské půdy již třicetiletou tradici, zatímco ve zbývajících dvou farmách nebyly odpadní kaly ke hnojení nikdy použity. Bylo prokázáno, že na jedné z farem, kde se kaly dlouhodobě aplikovaly, nebyl zjištěn výraznější obsah PCB v krmivu a v mléce a to v porovnání s běžnými pozadíovými koncentracemi z obou farem, kde se nehnojilo odpadními kaly. Na druhé z farem, kde se kaly běžně používaly, byly koncentrace PCB v krmivu i v mléce zvýšené. Autorům se podařilo zcela jasně prokázat, že využívání komunálních odpadů v zemědělství může za určitých podmínek vést až k výskytu vyšších hladin PCB, PCDD a PCDF v potravinách určených pro lidský konzum [3]. Aplikovaný kal tak rovněž může sloužit jako bioindikační systém pro hodnocení úrovně znečištění agrárních ekosystémů.

Klíčovou roli v ozdravění ekosystémů, zejména pedosféry, hrají mikrobiální degradační procesy, které se liší podle toho, zda byl ekosystém kontaminován nízechlorovanými nebo výsechlorovanými PCB. Aerobní degradace je vhodná zejména pro nízechlorované bifenyly, zatímco anaerobní degradace je doporučována pro výsechlorované PCB. Tato metoda je založena na reduktivní dechloraci výsechlorovaných PCB a probíhá převážně v sedimentech. Při anaerobní dechloraci jsou selektivně odstraňovány substituenty z poloh 1,3 a 1,4. Anaerobní dechlorace je proto vhodný způsob, který lze doporučit pro odstranění toxických kongenerů, které mají substituenty právě v těchto polohách. Po odstranění chloru z poloh 1,3 a 1,4 se PCB stávají méně toxické a snadněji se stávají předmětem další dechlorace. Pro mikrobiální degradace PCB se doporučuje využít rody mikroorganismů *Alkaligenes*, *Corynebacterium* a *Pseudomonas* [143, 144, 145].

#### 4.1.4. Bioindikátory rostlinného původu

V některých publikovaných studiích se autoři zaměřili na sledování absorpce organických sloučenin (OCHI, PCB, PCDD) rostlinami [146]. Obsah příslušných analytů byl zjišťován v kořenech a listech. Kromě sledování hladin analytů se autoři zabývali také vztahy mezi fyzikálními vlastnostmi daného analytu, jeho distribucí a transportem v rostlině. Prováděli řadu pokusů, kde modelovali různé způsoby absorpce a distribuce škodlivin rostlinami z půdy. Jako vhodný rostlinný materiál zvolili terestrické rostliny a stromy. U výše specifikovaných polutantů se jim u většiny sledovaných rostlinných druhů nepodařilo jednoznačně prokázat přestup do rostlin. Porovnání bylo prováděno pomocí korelačních závislostí a matematickým modelováním.

#### 4.1.5. Využití hub jako bioindikátorů pro sledování úrovně kontaminace PCB

Obsah persistentních organických látek byl v roce 1998 a v letech 2002 – 2003 zjišťován v nejčastěji sbíraných houbách v České republice, jimiž byly suchohřib hnědý (*Xerocomus badius*), hřib žlutomasý (*Xerocomus chrysenteron*), hřib smrkový (*Boletus edulis*); z lupenatých druhů bedla vysoká (*Macrolepiota procera*), muchomůrka růžová (*Amanta rubences*), holubinka sp. (*Russula sp.*) a václavka sp. (*Armillaria sp.*). V roce 1998 bylo analyzováno 14 směsných vzorků reprezentujících 14 přírodních lesních oblastí, v letech 2002 – 2003 byl počet zvýšen na 26 směsných vzorků reprezentujících 26 přírodních lesních oblastí. Jeden směsný vzorek byl vytvořen vždy z cca 10 druhů hub pocházejících ze tří lokalit v dané lesní oblasti. V porovnání s rokem 1998 byl v letech 2002 – 2003 zjištěn vyšší obsah indikátorových kongenerů PCB. Nejvyšší obsah sumy indikátorových kongenerů PCB byl v roce 1998 22,6 µg/kg, zatímco v letech 2002 – 2003 byla maximální hodnota 79,32 µg/kg. Rozmezí hodnot bylo v letech 2002 – 2003 1,27 – 79,32 µg/kg, přičemž maximální obsah sumy indikátorových kongenerů PCB byl zjištěn u hub z Českomoravského meziohří [63].

#### 4.1.6. Bioindikátory živočišného původu

##### 4.1.6.1. Bezobratlí

V literatuře je publikováno málo prací, které by se zabývaly kontaminací bezobratlých živočichů v suchozemském prostředí, v porovnání s počtem studií o obratlovcích. Bezobratlí byli jako bioindikátory většinou zkoumáni v návaznosti na další články potravního řetězce; zejména když byli součástí potravy nebo krmiva jiných živočichů. Z našich autorů se touto problematikou zabývali např. Vávrová et al. [147]. Pro zjištění vztahu makroedafonu ke kontaminaci mléka byli vytipováni čtyři zástupci makroedafonu – žížaly, střevlíci, slimáci a včely. Nejvyšší obsah PCB, počítaný na směsný standard Delor 103 a Delor 106, byl zjištěn u žízal, které se vyskytovaly na poli u spaliště, kde byla před deseti roky prováděna rekultivace skládky závodu Colorlak. Zjištěný obsah byl 3,96 mg/kg. Ve vzdálenosti 50 m od spaliště byl obsah PCB ve vzorcích žízal 0,69 mg/kg; u žízal z břehu řeky Moravy byly zjištěny hodnoty v rozmezí 0,014-0,065 mg/kg, zatímco u žízal z pole, kde nebyly extrémní nálezy PCB v půdě, byly detekovány PCB na úrovni 0,005 mg/kg. V publikované podrobné práci, zkoumající různé složky celého agrárního ekosystému, věnovala tato autorka hlubší pozornost slimákům, žížalám, střevlíkům a včelám. Na základě získaných výsledků je možno konstatovat, že včely jsou velmi vhodným zdrojem informací o lokálním znečištění – zvýšený obsah PCB byl zjištěn především

ve vosku a tělech včel a napomohl tak lépe určit bodový zdroj znečištění PCB. Med včel silně kontaminované lokality vykazoval nálezy pod detekčním limitem, což mohlo souviset s krátkodobým působením odhaleného bodového zdroje [148].

#### 4.1.6.2. Ptáci jako bioindikátory znečištění

Jako vhodný bioindikátor pro zjišťování úrovně znečištění životního prostředí slouží také ptáci. Z četných literárních údajů je známo, že ptáci vykazují větší rezistenci k akutním toxickým vlivům než savci [149, 150, 151].

Bylo prokázáno, že LC 50 se pohybovala řádově v rozmezí od 60 do více než 6000 mg/kg v dietě. Sledovány byly některé druhy ptáků a to v laboratorních podmínkách. Studie reprodukce u holubů naznačily, že koncentrace 10 mg/kg PCB může mít za následek poškození až ve třetí generaci ptáků. Úmrtnost v přírodě však byla nízká.

U ptáků je velmi obtížné provádět hodnocení transferu určitého analytu z jednoho článku potravního řetězce do druhého. Výjimku tvoří pouze ptáci propojení určitým způsobem s vodním prostředím. Zde se dá přestup do určité míry dokumentovat, protože je známo, že ptáci, kteří se přednostně živí rybami, mají tendenci kumulovat ve svých lipofilních orgánech větší množství PCB. Ptáci, kteří jsou na vrcholu pyramidy, t.j. orlí a jestřábi, mohou být vystaveni poměrně vysokým expozicím. Bylo prokázáno, že koncentrace PCB 10 000 mg/kg neměly za následek úhyn těchto ptáků. Usuzuje se, že je to způsobeno jejich složenou stravou a jejich bioakumulačními schopnostmi [149, 151].

V souvislosti s prokázanými hladinami PCB bylo také zjištěno, že hladina Arocloru 1254 (komerční směs obsahující zejména pentachlorbifenyly) na úrovni 10 mg/kg způsobovala vzrůst embryonální mortality u holubů. Tento efekt byl podstatně vyšší, pokud byla vajíčka vysezena rodiči, v porovnání s umělou inkubací. Naproti tomu nebylo prokázáno ovlivnění reprodukce u divokých kachen po přidávku Arocloru 1242 a 1254 [151, 152]. Z výše citovaných údajů vesměs získávaných při modelových pokusech vyplynulo, že přestup z vody a krmiva do tkání živočichů byl v kontaminovaném životním prostředí značný. Ve většině případů se však nejednalo o klasický transfer, který nelze ve volné přírodě dosti dobře hodnotit; v zajetí sice byly některé pokusy u ptáků založeny, ale jejich cílem byl spíše průkaz embryotoxicity nebo toxicity, nikoliv transfer z jednotlivých článků potravního řetězce do dalších. Novější prameny týkající se působení PCB nelze u ptáků v současné době nalézt proto, že v řadě zemí jsou v platnosti zákony o týrání zvířat, které neumožňují další provádění těchto pokusů (u nás Zákon č.246 Sb. z roku 1992).

Toxické účinky PCB na ptáky byly sledovány především po aplikaci komerčních přípravků obsahujících PCB; pokusy prováděné s indikátorovými kongenery byly zpracovávány pouze ojedinele. Tyto přípravky byly často do vajíčka vpravovány injekčně a to buď přímo do žloutkového vaku, nebo do vzduchového vaku. Bylo konstatováno, že obecně je účinek tím vyšší, v čím ranějším stadiu vývoje se tato aplikace provede [151, 153]. Byla porovnávána toxicita kongenerů PCB vpravených do žloutkového vaku ve čtvrtém dni inkubace a bylo prokázáno, že nejtoxictějším kongenerem pro ptáky je PCB 126. Dále bylo zjištěno, že vysoce toxické jsou pro ptáky také kongenery PCB 77, 105 a 153. U těchto kongenerů byly publikovány následující hodnoty LC 50: 0,6 ppb pro PCB 126, 4 µg/kg pro PCB 77, v rozmezí 3 000 - 9 000 µg/kg pro PCB 105 a více než 14 000 µg/kg pro PCB 153 [154, 155, 156, 157].

### **Ptáci vázaní na suchozemské prostředí**

Z ptáků vázaných na suchozemské prostředí jsou jako bioindikátory pro hodnocení úrovně kontaminace využívány lovné druhy, pěvci a zejména dravci. Na území České republiky byly v osmdesátých letech provedeny rozsáhlé studie kontaminace volně žijících ptáků.

V letech 1983-1985 byl analyzován velký soubor 260 vzorků vajec pocházejících od 21 druhů volně žijících ptáků, včetně dravců. Největší kontaminace byla prokázána u ornitofágního predátora, dále následovali predátoři živící se drobnými zemními savci; podobné hodnoty byly zjištěny u částečně fytofágních druhů jako kachna divoká (*Anas platyrhynchos*), lyska černá (*Fulica atra*) a racek chechtavý (*Larus ridibundus*). Nejnižší zátěž PCB byla stanovena u čistě fytofágní husy velké (*Anser anser*). I když cílem uvedené studie bylo vytipování ptačího druhu, který by byl nejvhodnějším bioindikátorem, nepodařilo se tento cíl splnit. Neúspěch souvisel patrně s malým počtem vzorků pocházejících od jednotlivých druhů a s velkou variabilitou uvnitř druhu ukazující spíše na vliv potravního spektra, než na úroveň znečištění lokality [168].

V letech 1983 a 1984 vyšetřili stejní autoři 129 vzorků vajec pocházejících od 14 druhů vodních i suchozemských ptáků včetně dravců [158]. Úroveň kontaminace cizorodými látkami, včetně PCB, prokázána u vajec a tukové tkáně byla velmi různorodá. Silně se zde uplatňoval vliv různých prostředí, potravní zvyklosti, věk ptáků a nedostatek potravy, který všeobecně mobilizuje tukové rezervy. U hladovějících ptáků byly zjištěny vyšší hladiny PCB. Pro uvolňování PCB z depotního tuku svědčí i to, že nejvyšší hladiny tohoto xenobiotika byly detekovány ve vejcích a v tukových tkáních ptáků živících se drobnými ptáky, jako jsou krahujec obecný (*Accipiter nisus*) – Σ PCB 21,78 mg/kg sušiny a jeřáb lesní (*Accipiter gentilis*) – Σ PCB 100,1 mg/kg sušiny, případně u ptačích druhů spojených s vodním prostředím (potápka roháč - Σ PCB 9,35 mg/kg, racek chechtavý - Σ PCB 7,92 mg/kg). Podstatně nižší hladiny jsou u druhů, živících se drobnými savci (káně lesní - Σ PCB 1,11 mg/kg, poštolka obecná - Σ PCB 0,45 mg/kg) [159].

Dalším ptačím druhem využívaným jako bioindikátor pro hodnocení terestrických ekosystémů byl racek chechtavý (*Larus ridibundus*). Jedná se o ptačí druh, který hnízdí u vod, ale potravu získává především sběrem na polích (sbírá larvy hmyzu, plže i hraboše); proto ho můžeme zařadit do potravních řetězců suchozemského prostředí [160]. V letech 1983 a 1986 byla jeho vejce sbírána ve čtyřech lokalitách na území dnešní ČR (jižní Čechy, jižní Morava, severní Morava a Českomoravská vysočina) a byl zjišťován obsah různých xenobiotik včetně PCB. Bylo prokázáno, že kontaminována byla všechna vejce. Mezi lokalitami nebyly zjištěny podstatné rozdíly v koncentraci PCB ve vejcích, jen na jižní Moravě (Dolní Věstonice) byl signifikantní rozdíl v hladině PCB mezi roky 1983 a 1986; v roce 1983 byly průměrné hodnoty koncentrace  $\Sigma$  PCB 7,90 mg/kg sušiny, v roce 1986 0,99 mg/kg sušiny. V rámci sledování dvou stovek jedno až desetidenních mláďat racků na severní Moravě v roce 1987 nebyly diagnostikovány žádné morfologické anomálie. Vzhledem k tomu, že hladiny organických polutantů ve vejcích racků výrazně neodrážely obdobné znečištění všech hodnocených matric (byly zjištěny velké individuální rozdíly u vajec jedné snůšky), autoři studie nedoporučili racka chechtavého jako vhodný bioindikátor znečištění prostředí organochlorovými a jinými prioritními polutanty [161].

Hodnocením koncentrace organochlorových pesticidů a PCB se v letech 1988-1989 zabývali v Polsku. V rámci této studie byla analyzována vejce, mozky, játra, uhynulá těla a žaludeční obsah dvou druhů vrabců – vrabce domácího (*Passer domesticus*) a vrabce polního (*Passer montanus*), kteří obývali městské nebo příměstské části Varšavy [162]. Výsledky byly porovnány s měřením hladiny stejných polutantů v roce 1995, a to v mozku jednoletých ptáků. Zatímco mozky všech ptáků, odchycených v letech 1988-1989, obsahovaly velmi vysoké koncentrace PCB (0,32-36,43 mg/g čerstvé hmoty u vrabce polního; 0,33-191,1 mg/g čerstvé hmoty u vrabce domácího), z 27 ptáků studovaných v roce 1995 obsahovaly PCB pouze čtyři mozky, a to ve velmi nízkých koncentracích. Autoři studie se domnívali, že absence PCB byla způsobena pravděpodobně přítomností bodového zdroje v letech 1988-1989, který v pozdějších letech mohl být ze sledovaného městského i příměstského ekosystému odstraněn.

Stejný pracovní tým analyzoval shodné matrice, pocházející od dvou druhů vrabců, na obsah PCB také v období 1994 – 1996. Pro hodnocení však byla v tomto případě použita kongenerová specifická analýza [163]. Celkové množství PCB bylo nízké (jen 51% vzorků obsahovalo PCB v detekovaném množství); nejvíce byly zastoupeny kongenery PCB 153 a PCB 180, přičemž byly prokázány rozdíly mezi jednotlivými lokalitami a pohlavími.

Existuje jen málo prací, které by se věnovaly sledování obsahu organochlorových polutantů u bažanta obecného ve světě nebo v České republice. Autoři studie zpracované v České republice zjišťovali rozdíl v ukládání HCB,  $\gamma$ -HCH, dieldrinu a 4,4'-DDT u bažantů

z volné přírody a bažantů z chovu. U bažantů pocházejících z chovu byl prokázán nižší obsah organochlorových pesticidů i PCB. Bylo to způsobeno pravděpodobně tím, že jediným zdrojem kontaminace těchto bažantů byla potrava speciálně jim podávaná. Vyšší obsah organochlorových sloučenin u volně žijících bažantů souvisel pravděpodobně se získáváním xenobiotik z prostředí nejen prostřednictvím potravy, ale také jejich příjmem z ovzduší, vody a půdy. Přitom volně žijící bažanti měli nižší obsah tuku ve svalovině. Další ucelená studie pocházela ze Slovenska. V rámci programu „Monitoring lovné zvěře a ryb“ bylo v okolí podniku Chemko Strážské prováděno hodnocení zátěže PCB [164]. Obsah indikátorových kongenerů PCB byl zjišťován ve svalovině bažantů a jiné lovné zvěře. Nejvíce nadlimitních hodnot (70%), nejvyšší průměrné hodnoty a současně nejvyšší maximální hodnoty (28,53 mg/kg), které až 142x překračovaly hygienický limit pro Slovenskou republiku, byly prokázány u bažanta obecného. Tuto skutečnost si autoři studie vysvětlovali tím, že PCB získávali bažanti s příjmem gastrolitů, které sbírali v bezprostřední blízkosti budov, kde se dříve PCB vyráběly.

V souhrnné práci byla posuzována vhodnost bažanta obecného jako bioindikátorového organismu. V souvislosti s touto studií bylo vysloveno několik závěrů. Vejce bažanta obecného je možno použít ke zjišťování kontaminace prostředí PCB. Výsledky řešení umožnily posoudit, zda byla více kontaminována vejce pocházející od bažantů z volné přírody než vejce bažantů odebraná z chovu. Signifikantně nižší úroveň kontaminace byla prokázána u vajec bažantů pocházejících z volné přírody. Dále bylo zjištěno, že pro hodnocení úrovně kontaminace jsou nejvhodnější bažanti ve stáří devět až dvanáct měsíců, kteří byli ve stáří čtyři až osm měsíců vypuštěni do volné přírody [159].

### **Dravci a sovy**

Dravci a sovy stojí jako predátoři na konci potravních řetězců. V jejich tkáních jsou nejvíce kumulovány kontaminující cizorodé látky [165]. Proto byly dravci a sovy vytipováni jako vhodné modelové organismy pro zhodnocení úrovně znečištění těmito xenobiotiky. Vzhledem k jejich nízké abundanci je při analytickém stanovení nutno používat nedestruktivní metody. K získání vzorků se proto nejčastěji používala nevysezená vejce, krevní plazma nebo uhynulí jedinci [96].

Ve studiích publikovaných v dostupné literatuře je na kontaminaci dravců a sov PCB a ostatními organickými polutanty pohlíženo dvojím způsobem. První způsob souvisí s tím, že dravci a sovy jsou posuzováni jako vhodné bioindikátory znečištění daného prostředí, druhý způsob je zaměřen na hodnocení vlivu znečištění prostředí na jejich reprodukční úspěšnost [159].



Posouzení vhodnosti orlů bělohlavých (*Heliaetus leucocephalus*) a orlovců říčních (*Pandion heliaetus*) jako typických predátorů pro indikaci znečištění vodního ekosystému PCB a jinými polutanty bylo sledováno v další práci. Vzhledem k velkému množství informací o biologii těchto druhů a dále k jejich tendenci akumulovat vysoké množství organochlorových polutantů byli hodnoceni jako vhodné bioindikátory [166].

Z našich autorů se vhodností využití dravců a sov jako indikátorů znečištění organickými polutanty zabývali následující autoři [158, 167, 168]. Vesměs se shodli v závěru, že údaje získané z měření  $\Sigma$  PCB ve vejcích dravců nejsou dosud dostatečné pro posouzení vhodnosti konkrétních druhů pro bioindikaci, i když v rámci svých pozorování odhalili jisté závislosti. Největší obsah PCB ve vejcích měly ty druhy dravců, které se živily převážně ptáky (např. krahujec obecný nebo jestřáb lesní), menší obsah byl prokázán u dravců a sov, jejichž potravu tvořili především hlodavci (např. káně lesní, poštolka obecná, kalous ušatý, sova pálená, pušтік obecný). V jedné z citovaných studií byly publikovány následující průměrné hodnoty  $\Sigma$  PCB v mg/kg sušiny: krahujec obecný 18,55; jestřáb lesní 4,33; káně lesní 1,64; poštolka obecná 0,68; kalous ušatý 13,75; sova pálená 2,90 a pušтік obecný 0,44 [168]. Také bylo analyzováno devět vzorků tuku jestřábů lesních (*Accipiter gentilis*) a 27 vzorků tuku kání lesních (*Buteo buteo*) [158]. U jestřába, který se živí především ptáky, přesáhl obsah PCB ( $\Sigma$  PCB 100,1 mg/kg sušiny) mnohonásobně obsah PCB v tukové tkáni u kání lesních živících se drobnými hlodavci ( $\Sigma$  PCB 7,577 mg/kg sušiny).

Další autoři se zaměřili na měření ztenčení skořápek v souvislosti se zjištěným obsahem organochlorových reziduí u sokola stěhovavého (*Falco peregrinus*). Obsah PCB, DDE a jiných organických kontaminantů byl stanovoven ve vejcích, v játrech a prsní svalovině uhynulých mláďat, v krevní plazmě dospělých i juvenilních jedinců, ve vzorcích jejich tkání i ve tkáních jejich nejčastější kořisti v oblasti arktické Kanady (12 druhů ptáků, savci). Pro zjištění trendů ve změnách obsahu reziduí použili porovnání údajů z období 1982 – 1986 a 1991 – 1994, naměřené u stejné populace. Průměrné hodnoty reziduí DDE sice poklesly, ale v celkovém obsahu PCB nebyly mezi sledováním z různých časových období zjištěny signifikantní rozdíly (8,74 mg/kg čerstvé hmoty v letech 1982-1986; 8,31 mg/kg čerstvé hmoty v letech 1991-1994). Malý pokles zátěže PCB autoři přisuzují tomu, že sledovaná populace zimuje v Jižní Americe, kde dosud nebyla zavedena opatření na snížení obsahu PCB v životním prostředí [169].

K podobným závěrům dospěli i další autoři, kteří sledovali obsah DDE a PCB v krevní plazmě u sokolů stěhovavých odchycených v Texasu (USA). Svůj komplexní výzkum doplnili telemetrickým sledováním migrace těchto dravců do zimovišť v Jižní Americe. Odchycení mladí dravci měli na podzim poměrně nízkou hladinu PCB, která se ale na jaře každého následujícího

roku zvyšovala; měření probíhala v letech 1978-1994 [170]. Naopak jiní autoři poukázali ve své studii na poměrně vysokou hladinu PCB i DDE u vodních ptáků, zejména u hoholky lední (*Clangula hyemalis*), alkouna obecného (*Cepphus grylle*), kulíka Bonaparta (*Charadrius semipalmatus*) a lidušky horské (*Anthus spinoletta*), kteří tvoří většinu potravy sokolů stěhovavých. U uhynulých mláďat, jejichž věk byl v rozmezí 22 – 31 dní, byly zjištěny vysoké hladiny PCB, zejména v játrech; průměrná hodnota játra 31,04 mg/kg čerstvé hmotnosti, prsní svalovina 15,99 mg/kg čerstvé hmotnosti [169].

Na Islandu bylo hodnoceno zatížení rezidui PCB, DDT, HCB a HCH u raroha loveckého (*Falco rusticolus*). Vzorky byly odebrány z tkání 59 jedinců uhynulých v letech 1979 – 1992. Bylo prokázáno, že koncentrace organochlorových polutantů, včetně PCB, se signifikantně zvyšovala s věkem. Porovnání těchto údajů s dřívějšími údaji z Islandu nepotvrdilo pokles úrovně kontaminace PCB a to navzdory tomu, že zde jsou velmi omezené místní zdroje znečištění. Zjištěné vysoké koncentrace polutantů jsou pravděpodobně důsledkem globálního znečištění; medián vypočtený ze třinácti měření byl pro  $\Sigma$  PCB ve svalovině 31,2 mg/kg čerstvé tkáně [169].

Na Aleutských ostrovech na Aljašce (USA), tj. na území, které by mělo být relativně nedotčené činností člověka, byla hodnocena produktivita, potravní nabídka a koncentrace PCB a jiných kontaminantů na bázi chloru u orlů bělohlavých (*Haliaeetus leucocephalus*) [171]. Produktivita byla určována podle počtu hnízdících párů, počtu nespárovaných dospělých i juvenilních jedinců a počtu přežívajících mláďat na hnízdo. Zhodnocení úrovně znečištění této oblasti bylo překvapující. Uvedená studie prokázala, že PCB a další kontaminanty se mohou distribuovat na velké vzdálenosti. Na třech ze čtyř sledovaných ostrovů byla produktivita orlů normální, na ostrově Kiska byla snižena. Na tomto ostrově byla ve vejcích orlů zjištěna vyšší koncentrace všech organochlorových polutantů. Vzhledem k tomu, že zde nebyl odhalen žádný lokální zdroj znečištění, připisovali autoři kontaminaci orlů přestupu kontaminantů z jejich potravního koše. Na prvních třech ostrovech dávali orlí přednost rybám (56%), potom ptákům (25%) a nakonec savcům (19%). Na ostrově Kiska se orlí živili přednostně ptáky (60%), následovali savci (30%) a nakonec ryby (10%). PCB byly nejvíce kumulovány do tkání u ptáků, méně u savců [172]. Rozdíly ve skladbě potravního koše a v migraci jsou podle jejich názoru i názoru některých jiných autorů příčinou odlišných hladin organochlorových polutantů ve vejcích pocházejících od tří různých druhů dravců, krahujce amerického (*Accipiter striatus*), jestřába Cooperova (*Accipiter cooperi*) a jestřába lesního (*Accipiter gentilis*).

Další souborná studie byla zpracována ve Španělsku [173]. V rámci uvedené studie byla v letech 1988 – 1991 zjišťována rezidua organochlorových pesticidů, PCB a rizikových prvků

v nevysezených vejcích poštolky jižní (*Falco naumanni*). I když byla kontaminace prokázána ve všech vejcích, nebyla jejich hladina tak vysoká, aby mohla mít negativní dopad na reprodukci; vypočtené koncentrace  $\Sigma$  PCB se pohybovaly v rozmezí od 0,019 do 1,15 mg/kg čerstvé tkáně. U studované populace byla také prokázána relativně vysoká líhivost (80%) a nízká mortalita.

Hodnocením obsahu PCB a dalších organochlorových polutantů ve vztahu ke ztenčení skořápek a reprodukčnímu úspěchu se zabývali Anthony et al.[174]. Prokázali zvýšenou koncentraci PCB ve vejcích, krvi i tkáních uhynulých orlů bělohlavých (*Haliaeetus leucocephalus*) hnízdících a lovcích v ústí řeky Columbia na východním pobřeží USA. Obsah detekovaných polutantů se zvyšoval s věkem a koreloval se ztenčením skořápek i snížením reprodukční úspěšnosti. Jako zdroje znečištění byly odhaleny vybagrované říční sedimenty a blízká hydroelektrárna.

Objasněním vlivu obsahu kontaminujících cizorodých látek detekovaných v krvi orla bělohlavého na jeho reprodukční úspěšnost se zabývali ve větším časovém období další autoři, kteří se zaměřili na silně znečištěné oblasti Severní Ameriky [175, 176, 177]. Snížení reprodukční úspěšnosti se projevilo u volně žijících dravců zejména v 70. – 80. letech, kdy byly PCB a další organochlorové sloučeniny nejvíce používány. Zákaz používání PCB a dalších organochlorových polutantů vyznačujících se dlouhým biologickým poločasem rozpadu má za následek zvětšování přírodních populací dravců od poloviny devadesátých let. Tento poznatek byl poprvé publikován v roce 1998 a byl připsán snížení úrovně kontaminace v ekosystémech [180].

Snížením obsahu organických polutantů ve tkáních dravců se v posledních letech zabývali také další autoři [178, 178, 179, 180]. Někteří z nich sledovali kontaminaci pouze u orlů, jiní hodnotili dravce komplexně. V rámci jimi zpracovávaných studií byl však prokazatelný rozdíl mezi jednotlivými ekosystémy. Jedna skupina odborníků se zaměřila na posouzení kontaminace vajec orlovce říčního, pocházejícího z pobřeží Atlantského oceánu a řeky Maurice v New Jersey (USA). Bylo prokázáno, že u populace orlovce se snížila koncentrace PCB i DDE ve tkáních; počet jedinců v populaci se od roku 1989 zvýšil až o 200% [178]. Další z nich sledovali orla bělohlavého žijícího u Erijského jezera. U tohoto dravce detekovali snížení kontaminace organochlorovými polutanty v krevní plasmě. Také ve vejcích těchto orlů došlo v průběhu let 1974 – 1994 ke snižování koncentrace DDE a PCB. Zvýšení reprodukčního úspěchu bylo již pozorováno v letech 1982 – 1996. Poslední z nich hodnotili úroveň kontaminace sledovaných analytů v 52 vejcích pocházejících od dvanácti druhů dravců žijících v okolí řeky Volhy v Rusku. Koncentrace všech polutantů byly v tomto případě tak nízké, že negativně neovlivňovaly reprodukci. V roce 1992 byla v této oblasti také sledována hnízdní úspěšnost, která byla hodnocena jako normální [180]. Ve východní Británii bylo prováděno hodnocení, zda úhyn

dravců v určité lokalitě souvisel s prokázanou kontaminací příslušného ekosystému. Autoři shromáždili údaje o příčinách úmrtí dravců od roku 1960 do roku 1997. V letech 1992 – 1997 se snížil počet úmrtí na intoxikaci organochlorovými polutanty o 50% v porovnání s obdobím 1960 – 1992 [220]. K podobným závěrům dospěli také v Německu [181]. Ze sledovaných škodlivin, které byly detekovány ve vejcích sokola stěhovavého a krahujce obecného, byla u všech, kromě PCB, prokázána klesající tendence.

Naopak v nevysezených vejcích dravců sebraných z různých lokalit Slovenska byly zjištěny vysoké hladiny xenobiotik (HCB, HCH, DDE, DDT a PCB). U sokola stěhovavého (*Falco peregrinus*), raroha velkého (*Falco cherrug*) a poštolky rudonohé (*Falco vespertinus*) bylo rozmezí vypočtených hodnot  $\Sigma$  PCB od 0,032 až do 19,23 mg/kg tuku; průměrná hodnota  $\Sigma$  PCB byla 14,29 mg/kg tuku. Toto znečištění pravděpodobně souviselo se znečištěním rozsáhlého území v okolí bývalého závodu na výrobu komerčních přípravků na bázi PCB, Chemko Strážske na východním Slovensku [183].

Rezidua organochlorových polutantů a PCB byla v letech 1983 – 1986 zjišťována ve vejcích dvaceti druhů ptáků s různým postavením v potravních řetězcích. Studie byla prováděna v Německu. Prokázané koncentrace byly nejvyšší u masožravých ptáků, zejména pak ve vejcích sovy pálené (*Tyto alba*). Největší schopnost kumulace prostřednictvím potravního řetězce byla u PCB 138, PCB 153 a PCB 180 [184].

V České republice byla kontaminace nevysezených vajec pocházejících od dravců a sov sledována na jižní Moravě. U vajec dravců a sov byly detekovány indikátorové kongenery PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153 a PCB 180. V práci bylo provedeno porovnání  $\Sigma$  indikátorových kongenerů PCB a bylo konstatováno, že u sledovaného souboru vajec dravců a sov nebyly zjištěny mezidruhové ani vnitrodruhové rozdíly. U dravců i sov byly nejčastěji detekovány výsechlorované kongenery, zejména kongener PCB 153, což bylo v souladu s poznatky získanými v Německu, Kanadě a v USA [159].

Na základě výsledků dosud publikovaných lze konstatovat, že některé druhy dravců a sov jsou často využívány jako bioindikátory pro hodnocení úrovně znečištění životního prostředí organickými polutanty. I když jsou zástupci těchto řádů všeobecně považováni za vhodné bioindikátory znečištění, z dosud publikovaných údajů vyplývá, že nelze jednoznačně doporučit určitý druh dravce nebo sovy jako nejvhodnější. V ekosystémech mají značný vliv na ukládání kontaminantů potravní zvyklosti konkrétních jedinců, hladovění, migrace populací, klimatologické a geomorfologické podmínky a jiné dosud neprokázané vlivy.

#### 4.1.7. Drobní zemní savci

Pro sledování ekotoxikologických poruch mohou být jako bioindikátory použiti drobní zemní savci. Výhodou je to, že poměrně velký soubor jedinců má značnou vypovídací schopnost vzhledem k dané lokalitě. Doporučuje se přednostně využívat především ty druhy, které se žíví převážně rostlinnou potravou. Patří sem zejména hraboši, myšice a norníci [185]. Pro basální monitoring prováděný v České republice byly použity čtyři druhy drobných zemních savců [3].

##### **Hraboš polní (*Microtus arvalis*)**

Je nejznámější a nejběžnější evropský druh hraboše, rozšířený od Atlantiku po horní tok Volhy a podhůří Uralu. Dosahuje velikosti 8- 13 cm (ocas 2,1 – 5,1 cm) a hmotnosti 15 – 40 g. Původně obyvatel stepního prostředí přešel do kulturní krajiny na pole, louky, pastviny, meze a úhory. Může pronikat i do hor nad hranici lesa. Přednostně se žíví zelenou potravou bohatou na bílkoviny, denní spotřeba může dosáhnout až 125 % hmotnosti zvířete. Na podzim a v zimě přechází na podzemní části rostlin.

Samice je březí 19-21 dní a mláďata dosahují pohlavní zralosti již ve dvou týdnech od narození. Při přemnožení působí hraboš polní značné škody na polích a může být i zdrojem onemocnění přenosných na člověka [3].

##### **Norník rudý (*Clethrionomys glareolus*)**

Je to lesní, relativně dlouhoocasy hraboš. Lze ho naléznout všude v lesích, ale stačí mu i malý remízek, pár stromů na hrázi rybníka nebo křovinatá mez, případně rozsáhlejší rákosiny. Dospělý jedinec obývá území 0,1 – 0,7 ha. Norníci dobře šplhají, takže nejsou při shánění potravy odkázáni jen na sběr na zemi; okusují pupeny, výhonky, jehličí i kůru. Na jaře se mohou žít i živočišnou potravou, na podzim pak bukvicemi a žaludy.

Jsou čilí v noci i ve dne. Rozmnožovací schopnost je velká, samice může zabřeznout hned po porodu a intervaly mezi vrhy netrvají déle než 30 dní. Při přemnožení škodí na lesních porostech tím, že ohryzávají mladé stromky [3].

##### **Myšice křovinná (*Apodemus sylvaticus*)**

Je náš nejběžnější hlodavec, vyskytuje se všude mimo souvislé lesní porosty a může osidlovat i haldy, výsypky a městskou zástavbu. Na podzim se na venkově stahuje do lidských obydlí, do stájí a seníků. Aktivní je zejména v noci a je v porovnání s hrabošem pohyblivější a dovede dobře skákat. Jedinec obývá území o rozloze 1 až 2 hektary. Přestože si nory hrabe blízko pod povrchem, je čilá po celý rok, jen v největších mrazech upadá do strnulosti, která však není ekvivalentní zimnímu spánku.

Dosahuje velikosti 7,7 – 11,1 cm a hmotnosti 13 až 39 g. Březost trvá 25 až 26 dní a vrh mívá obvykle pět až šest mláďat, ojediněle až devět. Jídelníček je tvořen zejména semeny a plody, často si jej zpestřuje mechy, lišejníky, květy, houbami a také drobnými živočichy [3].

### **Myšice lesní (*Apodemus flavicollis*)**

Chováním, dobou březosti i jídelníčkem je velmi podobná myšici křovinné. Na rozdíl od ní však obývá výhradně souvislé lesy, případně břehy potoků se souvislým stromovým porostem. Rozdíl od předchozího druhu je patrný zejména ve zbarvení, na krku má žlutou skvrnu a ostrou hranici mezi hnědým hřbetem a bílým břichem a proto ji starší nomenklatura uvádí jako myšici žlutohrdlou. Je větší než myšice křovinná [3].

V předchozích kapitolách již bylo konstatováno, že bioindikátory živočišného původu nám pomohou indikovat odezvy živých organismů na tyto škodliviny a současně nám umožní snadněji stanovit úroveň kontaminace životního prostředí bez ohledu na to, zda máme prověřený celý potravní řetězec člověka. Bioindikátory, mezi které lze počítat i drobné zemní savce, mají pro hodnocení úrovně znečištění velký význam.

Podrobná studie byla zaměřena na možnost použití drobných zemních savců jako bioindikátorů, protože jejich využití skýtá výhody v několika směrech. První, ne zcela zanedbatelná, je ekonomická nenáročnost pro monitoring; drobní zemní savci jsou mnohem lépe dostupní a to ve větším množství, než obvyklé bioindikátory jako je lovná zvěř nebo hospodářská zvířata. Další výhodou je jejich úzký vztah k dané lokalitě, protože nemají tak velká teritoria jako větší lovná zvěř. V neposlední řadě poskytují možnost sledování vlivu znečištění v kratším časovém úseku na více generacích; možnost studia chromozomálních aberací [186].

Práce z této oblasti týkající se PCB nejsou příliš časté a vesměs hodnotí účinek PCB jako celku; nevztahují ho na účinek jednotlivých indikátorových kongenerů. Efekt PCB spolu s těžkými kovy byl testován chromozomální analýzou a testy na dominantní letalitu a teratogenitu, a to na ovčích a myších buňkách. Nebyl nalezen žádný klastogenní efekt. Naproti tomu však byly pozorovány toxické efekty u embryí i u spermatozoí, spolu s výrazným nárůstem změn na sesterských chromatidách [187].

Kontaminací malé části ekosystému PCB ve vztahu k bioindikátorům se zabývali v Kanadě. Sledovali jednak úroveň kontaminace životního prostředí a následně prováděli ekotoxikologické hodnocení, a to na ptácích živících se drobnými zemními savci a na některých jiných zvířatech. Studie neposkytla jednoznačné výsledky použitelné pro porovnávací

studie v rámci České republiky a to zejména proto, že analyzované živočišné druhy nelze srovnávat s druhy žijícími v ČR [3, 188].

Komplexní ekotoxikologickou studií týkající se vlivu PCB na myši uvedli další autoři. Sledovali druh *Peromyscus leucopus*. Na podkladě získaných údajů doporučili tento živočišný druh jako vhodný bioindikátor [189]. Obdobnou problematikou se před nimi zabývali také jiní autoři [190], kteří hodnotili chronickou toxicitu způsobenou PCB u myši (*Peromyscus leucopus*).

Jedna z mála publikovaných studií se zabývá přímo efektem jednoho indikátorového kongeneru PCB na chování krysích samic a jejich mláďat. Norští autoři použili kongener PCB 153 v kukuřičném oleji, který v subtoxické dávce podávali krysím samicím od 3 do 13 dne po porodu. Mláďata byla odstavena 28 dní po porodu. Dávky PCB neměly vliv na hmotnost samic ani na fyzický vývoj mláďat. U samic se v reakcích neprojevil signifikantní rozdíl, avšak u mláďat, vystavených expozici PCB, byly v porovnání s kontrolní skupinou jejich reakce pomalejší [191].

S kontaminací PCB obvykle souvisí také možnost kontaminace tetrachlordibenzodioxíny (TCDD). Ovlivnění reprodukčních schopností myši - samců bylo sledováno v lokalitě, kde byla půda kontaminována TCDD. Jednalo se o oblast, kde se vyráběla 2,4,5-trichlorfenoxyoctová kyselina. Tato studie byla provedena na myších samicích pocházejících z oblasti New Jersey a dále z malé lokality, kde se vyskytoval kovový odpad a bylo zde recyklováno strojní vybavení z výroby fenoxalkanových kyselin. V půdách bylo možno naleznout řadu TCDD, včetně 2,3,7,8-tetrachlordibenzo(p)dioxinu. Samci z této oblasti byli spojeni se samicemi chovanými na nekontaminované půdě. U samců nebyla pozorována akutní toxicita ani žádný efekt ovlivňující reprodukci. Pouze byla zjištěna snížená životaschopnost mláďat a poklesla doba jejich přežití. Tento efekt lze přičíst také výsledku kombinace TCDD s jinými toxickými složkami přítomnými v půdě. V jiné studii hodnotili také reprodukci na myších samicích. V tomto případě byla půda kontaminována halogenovanými dibenzo(p)dioxiny, dibenzofurany, benzenem, alkylbenzenem, chlorbenzenem, polyaromatickými uhlovodíky, fenolem, fenoxalkanovými kyselinami a dalšími organickými polutanty. Akutní a reprodukční toxicita byla u myši prokázána v důsledku vlivu kontaminace půd z míst výroby a ze skládek odpadu. Jednoznačně bylo prokázáno, že půda z místa výroby škodlivin je toxická, avšak známky toxicity nemohou být přisouzeny výhradně obsahu 2,3,7,8-TCDD. I když je biovyužitelnost 2,3,7,8-TCDD z této půdy nízká, ostatní reproduktivní toxiny byly využitelné lépe. Rovněž bylo zjištěno, že 2,3,7,8-TCDD blokuje říji u myši a zasahuje do reprodukce [192, 193].

V další studii bylo provedeno hodnocení, v rámci kterého jsou jako vhodný bioindikátor upřednostňováni drobní zemní savci živící se zejména rostlinnou potravou. Pro monitorizační účely jsou velmi vhodné, protože mají úzký vztah k dané lokalitě. Nevýhodou je pracnost

preanalytického procesu, kdy největším problémem je určení velikosti reprezentativního směsného vzorku. Pokud se týče nálezů PCB u drobných zemních savců, byla prokázána korelace mezi koncentrací PCB zjištěnou u drobných zemních savců a u lovné zvěře [3, 194].

Komplexní studie zaměřena na využití drobných zemních savců jako bioindikátorů hodnocení zátěže organickými polutanty byla zpracována v České republice. Byl proveden výběr drobných zemních savců žijících se převážně rostlinnou potravou. Při výběru byla hlavním a nejdůležitějším kritériem vhodnost použití drobných zemních savců pro potřeby biomonitoringu a chemického monitoringu. Na podkladě zhodnocení skladby potravy a obsahu lipidů ve zvolených komoditách, tj. v kůži, svalovině, játrech, případně v celé trávicí soustavě, byly vybrány následující druhy drobných zemních savců: hraboš polní (*Microtus arvalis*), norník rudý (*Clethrionomys glareolus*), myšice lesní (*Apodemus flavicollis*) a myšice křovinná (*Apodemus sylvaticus*). U vybraných druhů drobných zemních savců byl stanovován lipidický podíl. Pro vlastní stanovení PCB muselo být na velkém souboru jedinců ověřeno, jaký velký lipidický podíl v % je obsažen v matricích kůže, svalovina a trávicí soustava, případně játra. Účelem této studie bylo určení velikosti směsného (kompozitního) vzorku. Na podkladě zhodnocení pokusu bylo rozhodnuto, že kompozitní vzorek by měl být tvořen minimálně pěti jedinci téhož druhu, aby získaný lipidický podíl byl dostatečný i pro potřebná paralelní stanovení. Bylo zjištěno velké rozpětí lipidického podílu u samců a samic všech sledovaných druhů drobných zemních savců; jednoznačně však nebylo možno stanovit, zda je větší procentuální obsah lipidů u samic nebo u samců. Za účelem stanovení koncentrací v matricích pocházejících z drobných zemních savců bylo v průběhu několikaleté studie provedeno několik pokusů. Bylo zjištěno, že detekované kongenery PCB se převážně vyskytovaly v koncentračních hladinách na úrovni jednotek až desítek  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Kromě kongeneru PCB 153 a 138 se ve větších koncentracích vyskytoval také kongener PCB 52 a PCB 180. Zejména přítomnost nezanedbatelného množství PCB 52 svědčí pro možnost sekundární kontaminace pocházející z ovzduší příslušného agrárního ekosystému. Vesměs byly ve tkáních a v kůži drobných zemních savců detekovány kromě indikátorových kongenerů také kongenery PCB 8, PCB 203 a PCB 209. Rovněž bylo prokázáno, že u matrice kůže byla většinou zjištěna nejvyšší koncentrace PCB 52, zatímco ve svalovině a v játrech, respektive v trávicí soustavě, byla nejvyšší koncentrace PCB 138, 153 a 180. Obdobný trend výskytu byl pozorován u všech druhů drobných zemních savců. Koncentrační hladiny se nepatrně odlišovaly v případě analýz prováděných u mladších a starších jedinců. Současně bylo potvrzeno, že v tzv. „čisté lokalitě“ nebyla zjištěna vysoká koncentrace PCB 52, pocházející především ze znečištěného agrárního ekosystému. Drobných zemních savců bylo v rámci této studie také využito jako vhodného bioindikátoru také pro sledování sekundární kontaminace pocházející ze zaplavených



rekultivovaných skládek barev s obsahem Deloru 106. Zvýšené koncentrace PCB se projevily téměř u všech matric pocházejících od všech druhů drobných zemních savců. Bylo prokázáno, že sekundární kontaminace drobných zemních savců pocházející z pedosféry se projevuje i v důsledku krátkodobého působení. Na základě výsledků presentované studie a jejich porovnáním s koncentracemi kongenerů PCB stanovenými u jiných druhů bioindikátorů živočišného původu bylo ověřeno, že drobní zemní savci mohou být použiti jako vhodný bioindikátor pro hodnocení úrovně plošně větších i menších agrárních ekosystémů a pomocí nich lze získat takové údaje o kontaminaci, které plně korespondují s údaji získanými při zjišťování koncentrace PCB v matricích pocházejících z lovné zvěře. Zátěž drobných zemních savců xenobiotiky typu PCB poskytuje velké výhody při interpretaci znečištění v příslušné lokalitě [3].

#### **4.1.8. Kontaminace PCB u volně žijící zvěře a jiných bioindikátorů živočišného původu**

Podrobné environmentální studie byly prováděny také u volně žijících zvířat, která jsou nejčastěji využívána jako bioindikátory živočišného původu v rámci monitorizačních studií i cílených depistáží. Nejvíce prací, které byly publikovány v dostupné literatuře, bylo prováděno u srnčí zvěře a vyder. Nejčastěji byly detekovány kongenery PCB 153, 138 a 180. Tyto se také vyskytovaly v nejvyšších koncentracích [195, 196]. V Itálii byla publikována kompletní studie prováděná na uhynulých nebo odlovených liškách. Na celkové  $\Sigma$  PCB se kongenery PCB 153, 138 a 180 podílely 64 %. Zjištěné hladiny se přitom pohybovaly v rozmezí 1,0 – 2,6  $\mu\text{g}/\text{kg}$ , vztaženo na tuk [197].

Volně žijící zvěř je vhodným bioindikátorem živočišného původu sloužícím ke zjištění kontaminace všech ekosystémů. Pokud bychom hodnotili vliv prostředí na kontaminaci volně žijící zvěře, nelze opomenout sledování kontaminace v okolí bývalých závodů, kde byly vyráběny komerční směsi PCB. Takové prostředí se nachází také ve Slovenské republice v okolí areálu Chemko Strážské, kde byly produkovány komerční směsi PCB s názvem Delor 103 až Delor 106, Hydeler a Delotherm [198]. Je zřejmé, že volně žijící zvěř je nejvíce vystavena působení znečištění pocházejícího z ekosystému, kde byla prokázána extrémně vysoká kontaminace ovzduší, půdy a veškeré vegetace xenobiotiky. V oblasti závodu Chemko Strážské, kde byly v letech 1959 až 1984 vyráběny produkty s obsahem PCB, byly v modelovém objektu „Orlová“, nacházejícím se přímo v areálu Chemko Strážské, sledovány PCB v séru, ve tkáních a v parenchymatózních orgánech lovné zvěře. Cílem této studie bylo také odhalení divokých skládek toxického odpadu z minulého období. V roce 1997 byly v dané lokalitě detekovány nadlimitní hodnoty PCB u bažantů, a proto byly cíleně tyto analyty sledovány také u predátorů malé zvěře, tj. toulavých koček a lišek. Výsledky dvouletého sledování poukázaly na přetrvávající

výskyt PCB, i když v tomto závodě byla výroba přípravků na bázi PCB zastavena již v roce 1984. Nejvyšší koncentrace kongenerů PCB byly zjištěny u predátorů (toulavá kočka a liška). Extrémní nález PCB 138 (14,7 mg/kg) byl prokázán u toulavé kočky; zde byl hygienický limit překročen řádově 100 x. Hygienický limit pro tento kongener (podle výnosu MP SR a MZ SR č. 981/1996-100 Potravinový kodex Slovenskej republiky) byl 0,20 mg/kg.

Poměrně vysoké nálezy byly prokázány také u bažantí zvěřiny, kde byla zjištěna nejvyšší hodnota u PCB 180, a to 3,39 mg/kg (hygienický limit pro tento kongener byl 0,15 mg/kg). U zajíců a divočáků nebyly nálezy již tak extrémní, pro kongenery PCB 153 a PCB 180 se pohybovaly těsně nad hygienickým limitem. U srnčí zvěře přesáhla pouze jedna detekovaná hodnota hygienický limit, u jelení zvěře se nadlimitní hodnoty vůbec nevyskytovaly. V roce 1998 byly detekovány nadlimitní koncentrace také v játrech a ve svalovině všech druhů sledovaných volně žijících zvířat. Autoři si tyto nálezy vysvětlili tím, že v roce 1998 byla vysoká hladina spodní vody a došlo k vyplavení perzistentních xenobiotik z divokých skládek na povrch. Nejvyšší hodnoty vykazovali jedinci pohybující se v blízkosti vlečky, odkud byly transportovány komerční směsi obsahující PCB. Zajímavé bylo především to, že u všech vyšetřovaných druhů byly výrazně vyšší hodnoty ve svalovině, než v játrech [199]. Výsledky získané v průběhu monitoringu prováděného v letech 1995 – 2000, kdy bylo analyzováno třicet vzorků volně žijící zvěře (zajíci, bažanti, divoká prasata, srnci jelení) prokázaly, že nejvyšší maximální a současně i průměrné koncentrace byly naměřeny u bažantů, zvláště u kongeneru PCB 153 (8,53 mg/kg průměrná koncentrace; maximální koncentrace 28,5 mg/kg). Maximální koncentrace přitom představovala 142 násobné překročení hygienického limitu. Za zmínku stojí i poměrně vysoká koncentrace kongeneru PCB 28, která je dávana do souvislosti se sekundární kontaminací pocházející z prostředí. Autoři porovnali tento extrémní nález s maximálním nálezem zjištěným v roce 1998 u bažantů pocházejících z České republiky; tento nález byl 1,79 mg/kg, vztaženo na tuk. Přes vysoké hladiny kongenerů PCB 138, PCB 153 a PCB 180 byl zdravotní stav lovné zvěře v okolí Chemko Strážské dobrý [198]. Pro odstranění následků výroby v Chemko Strážské byly vybudovány některé bariéry sloužící k úniku zvěře do okolních revírů. V pravidelných intervalech se zvěřina vyšetřuje a extrémní zdroje PCB byly v areálu zajištěny a pokud možno zakonzervovány [199]. Další podrobná studie byla zpracována v Německu; při ní byla sledována druhovou a orgánovou kontaminaci PCB u ryb, lišek, srnčí zvěře a u lidí. Výsledky vedli autory k vyslovení názoru, že tkáň mozku je, s výjimkou u ryb, nejlépe chráněná před kumulací PCB. Přirozenou ochranu dali do souvislosti s cirkulační mozkovou bariérou. Z výsledků rovněž vyplynulo, že nejnižší koncentrace byla zjištěna v plicích, nejvyšší potom v tukových tkáních [200].

#### 4.1.9. Krev jako transportní medium a bioindikační systém

Krev patří mezi komodity, které můžeme pro hodnocení zátěže xenobiotiky použít ještě v průběhu života zvířete. Je to především proto, že krev působí jako transportní médium. Může tedy sloužit i transportu PCB, které řadíme mezi významná lipofilní xenobiotika. Krev i její jednotlivé komponenty umožňují transport a distribuci kongenerů PCB do tkání. PCB jsou přenášeny krevními transportními systémy, které je částečně stabilizují. Z tohoto hlediska by excelentní systém pro transport PCB do tkání mohly představovat lipoproteinové komplexy, zejména ty, které jsou bohaté na lipidy.

Krev jako vhodné testační medium byla použita v několika studiích pojednávajících o působení PCB, jak bylo zjištěno z dostupné literatury. Většina z nich však byla prováděna pouze na laboratorních zvířatech. Cílem pokusu prováděném na holubech bylo zjistit a identifikovat příslušné transportní systémy [201]. Holubům byl injekčně aplikován  $^{14}\text{C}$  značený monochlorbifenyl a kongener PCB 52. Po 24 hodinách byly oba kongenery napojeny na lipoproteinovou frakci bohatou na proteiny HDL a albumin v mnohem větší míře, než na VLDL a LDL, což jsou lipoproteiny bohaté na lipidy. Prezentovaná studie byla ověřována také s komerčním přípravkem Aroclor 1254. Bylo prokázáno, že frakce bohaté na lipidy, tj. chylomikrony a VLDL, byly spojeny téměř výlučně s kongenerem PCB 153. Ostatní kongenery přítomné v tomto přípravku byly distribuovány mezi LDL a další frakce chudé na lipidy, mezi kterými dominoval albumin. V této frakci byly distribuovány také vysoce toxické kongenery. Kongener PCB 153 byl téměř vždy dominantní.

Z krátké uvedené rešerše je zřejmé, že v jednotlivých frakcích krve byla identifikována celá řada kongenerů PCB. Lze proto říci, že jednotlivé frakce krve mají významnou roli v transportu lipofilních xenobiotik a můžeme tedy konstatovat, že distribuce PCB je více komplexní, než by se dalo vysvětlit jejich pouhou rozpustností v lipidových komponentech frakcí plazmy. Z uvedených údajů vyplývá jejich spojení s apolipoproteiny a plazmovými proteiny, které hrají významnou roli v transportu PCB do tkání. Bifenylly substituované halogeny nejsou vázány na specifická místa proteinů, spíše se předpokládá vazba na hydrofobní místa krevních proteinů nebo celulárních komponent krve [202]. Z publikované literatury vyplývá, že pro odhad zátěže lidské populace organochlorovanými polutanty pocházejícími z pracovního prostředí se většinou používá celá krev nebo sérum; pro monitorizační studie bývá naopak většinou využívána plazma. Porovnáním hladin xenobiotik detekovaných u rozdílných komponent krve je možné odhadnout jejich distribuci. Tato problematika byla řešena v následující studii [203]. Z jejich výsledků vyplynulo, že většina tri a tetrachlorbifenylů měly

mnohem větší zastoupení a výrazně vyšší hladiny v celé krvi, než v séru (jen 25 % z celkové fortifikace) nebo v plazmě (40 %). Naopak pro výsechlorované bifenyly (hexa až okta chlorbifenyly) platila opačná distribuce. Znamená to, že v plazmě nebo séru bylo jejich procentuální zastoupení mezi 55 – 83 %. Tyto výsledky indikovaly možné spojení nížechlorovaných bifenyly s červenou krevní řadou. Lze tedy konstatovat, že použití krevního séra nebo plazmy pro stanovení nížechlorovaných kongenerů může být diskutabilní. Podle výše citovaných autorů se závažný problém vyskytl především v souvislosti s hodnocením výtěžnosti u kongeneru PCB 153, pokud byl tento kongener stanovován v celé krvi a nedošlo-li v rámci preanalytického zpracování k precipitaci proteinů před vlastní extrakcí. V dostupné literatuře však nebyla nalezena jiná práce, která by toto tvrzení podpořila. V literatuře byl publikován i další poznatek, který rovněž nebyl potvrzen jinými dostupnými údaji z literatury [204]. Autoři uvedené práce spojují pokles výtěžnosti kongeneru PCB 153 s čerstvostí krve. Uvedli, že jestliže nebyla krev před analýzou čerstvá a byla zpracovávána až po měsíčním zamražení, poklesla výtěžnost tohoto kongeneru až o 50 %; autoři studie však ve své neuvedli teplotu, při níž byla krev skladována do provedení analýz [204]. I tento názor byl ojedinělý a vyskytoval se pouze v jedné publikaci.

Následující práce se zabývala distribucí PCB do tkání prasat. Pro získání odpovědi na řadu otázek souvisejících s kontaminací matric z agrárního ekosystému byl založen cílený pokus, při kterém byl prasatům aplikován Delor 103 a Delor 106 rozpuštěný ve vepřovém sádle. Do agrárních ekosystémů se PCB dostaly několika cestami, z nichž jako primární byly označeny barvy a laky používané pro nátěry silážních žlabů, senážních věží, ale také zábran ve stájích. Zanedbatelná však není nebyla ani sekundární kontaminace pocházející ze životního prostředí, mezi kterou lze zařadit především atmosférický přenos a kontaminaci pocházející z hydrosféry a pedosféry. V rámci provedené komplexní studie bylo prokázáno, že stájový prach je velmi vhodným indikátorem kontaminace vnitřního stájového prostředí, protože umožňuje odhalit i sekundární kontaminaci pocházející ze znečištěného agrárního ekosystému. Hladiny, které byly detekovány, se pohybovaly na úrovni  $\mu\text{g}/\text{kg}$  sušiny. I mírně znečištěný stájový prach měl za následek detekci obdobných indikátorových kongenerů PCB u prasat, kterým nebyl perorálně podáván žádný technický přípravek na bázi PCB (kontrolní skupina). Podle spektra indikátorových kongenerů PCB lze usoudit na kontaminaci pocházející z Deloru 106. Další matricí, kterou je nutno sledovat, byla napájecí voda. Zjištěné koncentrace PCB se pohybovaly na úrovni jednotek  $\text{ng}/\text{l}$  a nepřekročily legislativně stanovené koncentrace pro sumu kongenerů PCB. Protože však prasata v průběhu výkrmu konzumují značný podíl vody, je při sledování celého potravního řetězce prasat zapotřebí zabývat se i

touto komoditou. Spektrum prokázaných kongenerů odpovídalo i v tomto případě Deloru 106, který byl odhalen jako závažný zdroj kontaminace celé lokality, kde byl pokus prováděn. Analýzou krmiv bylo prokázáno, že komerčně připravené krmné směsi pro prasata byly kontaminovány spíše Delorem 103, protože obsahovaly nížechlorované PCB. Kontaminace krmných směsí s majoritními nížechlorovanými kongenery PCB měla za následek i vhodnou kontaminaci žlabových vzorků, kde rovněž převládaly nížechlorované PCB. Koncentrace se pohybovaly na hladinách  $\mu\text{g}/\text{kg}$  sušiny. Tyto hodnoty však nelze pokládat za zanedbatelné, protože jak bylo prokázáno, žlabové vzorky byly největším donorem indikovaných kongenerů PCB 28, PCB 52, PCB 101 a PCB 118. Pokud je v lokalitě produkováno objemné krmivo znečištěné PCB v důsledku sekundární kontaminace, dochází k součtu příspěvků pocházejících z různých komodit a krmivo je tak nejzávažnějším kontaminantem, které má negativní dopad až na produkci potravin v dané lokalitě. V průběhu celého pokusu byla sledována distribuce do tkání prasat pokusných skupin, které byl odděleně aplikován Delor 103 a Delor 106. Po zhodnocení aplikace Deloru 103 lze říci, že koncentrace indikátorových kongenerů PCB v krevní plazmě jednotlivých prasat umožnily prokázat, že nížechlorované PCB se v průběhu života prasat metabolizují a tak byly na konci výkrmu nejvyšší koncentrace u PCB 153 (maximální koncentrace 0,912 mg/kg; průměrné koncentrace 0,537 mg/kg). Pro ilustraci: na počátku výkrmu, při 1. odběru krve, byl poměr nížechlorovaných ku výšechlorovaným PCB u jednoho pokusného prasete 1 : 0,91, při 13. odběru byl tento poměr 1 : 2,62. Dále bylo zjištěno, že v průběhu pokusu docházelo především k nárůstu koncentrace PCB 153 a ke snižování koncentrace PCB 52 a PCB 101. Rovněž byla prokázána distribuce PCB do tkání a krve prasat, kterým byl aplikován Delor 106. Ve všech odběrech byla převládaly výšechlorované PCB; poměr nížechlorovaných ku výšechlorovaným PCB byl u prvního odběru u jednotlivých prasat v rozmezí 1 : 2,23 až 1 : 7,11; u 13. odběru v rozmezí 1 : 2,94 až 1 : 14,98. Současně bylo konstatováno, že při aplikaci Deloru 106 došlo k podstatně vyšší kumulaci majoritních kongenerů, než u Deloru 103. Hodnoty prokázané v krevní plazmě však jednoznačně nepotvrdily možnost odhadu kontaminace PCB ve tkáních pouze na základě hodnot zjištěných v krvi. Na podkladě získaných výsledků autorka studie doporučuje analyzovat současně krevní plazmu a bioticky odebraný tuk. Pouze na základě takto postaveného pokusu je možno určit exaktní poměr mezi koncentrací PCB v krevní plazmě a ve tkáních, což nám potom umožní stanovit korelaci mezi PCB v těchto dvou komoditách [221].

## 4.2. POLYKONDENZOVANÉ AROMATICKÉ UHLOVODÍKY - PAH

### 4.2.1. Základní chemické, fyzikální, biologické a environmentální vlastnosti

Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAH) jsou z hlediska svých fyzikálních, chemických a environmentálních vlastností sloučeniny značně variabilní. Jejich chování a distribuce v prostředí závisí na jejich různých molekulových hmotnostech. Hlavní pozornost je věnována pohyblivým PAH s nižší molekulovou hmotností – mezi 123,16 (naftalen) a 300,36 (kronen). Vykazují silnou absorpci v UV oblasti a mají význačná fluorescenční spektra. Obě tyto vlastnosti jsou úspěšně využívány při vlastní analýze těchto xenobiotik. Z hlediska chemické reaktivity je možné konstatovat, že jsou reaktivnější než benzen. Polycyklické aromatické uhlovodíky, které se v životním prostředí vyskytují, jsou obvykle aromáty složené z dvou až sedmi kondenzovaných jader, na kterých mohou být substituovány různé alkylové skupiny, měnící často podstatně vlastnosti těchto aromátů [205, 206].

Jsou to sloučeniny s velice rozdílnými negativními vlastnostmi; některé z nich jsou potencionálními karcinogeny a mutageny, jiné působí jako přímé toxikanty. Proto představují vážné nebezpečí jak pro žijící organismy, tak i pro následné generace. Jedním z prioritních zdrojů PAH jsou procesy spalování (pyrolýza); spalování organické hmoty probíhá za omezeného přístupu kyslíku při teplotách 500 – 900 °C, přičemž zvláště nebezpečné pro jejich vznik jsou teploty nad 700 °C. Další důležitou cestou vedoucí ke vzniku PAH jsou termické eliminační reakce benzenových derivátů.

Do ekosystémů a následně do potravního řetězce člověka mohou PAH vstupovat ze zdrojů antropogenních a neantropogenních. Pro posouzení úrovně kontaminace ekosystémů PAH je závažným ukazatelem také to, že současné odhady globálních ročních emisí hovoří o desetitisících až statisících tun PAH, které tak mohou přispívat k postupnému nárůstu znečištění atmosféry, terestrického prostředí a hydrosféry. Na nárůstu PAH ve složkách životního prostředí se téměř z 90 % podílí spalování fosilních paliv a proto je významným transportním médiem především ovzduší; PAH se zde nacházejí buď ve formě par, nebo sorbované na pevných částicích aerosolu.

Pro hodnocení rizika dietární expozice člověka PAH se v praxi používá obdobná strategie, která byla zavedena pro hodnocení expozice PCB. V řadě zemí již existují pro PAH hygienické limity [205, 206].

#### 4.2.2. Pedosféra

Literární údaje poukazují na to, že PAH pocházející z antropogenních zdrojů se nacházejí ve všech složkách životního prostředí [207]. Většina PAH vzniká při procesu tepelného rozkladu a následné rekombinaci organických molekul (pyrolýze). Nízkoteplotní pyrolýzou se tvoří PAH z uhlí a ropy. Vysokoteplotní pyrolýza může probíhat v přírodě při lesních a stepních požárech, nebo může být realizována antropogenními aktivitami, jako jsou spalování ropy, dřeva a uhlí a rozličné technologické procesy. Většina vysokoteplotních PAH se do prostředí dostává prostřednictvím emisní zátěže ze spalování nebo z kalů z městských čistíren odpadních vod; o PAH je již známo, že některé z nich mohou být primárně degradovány mikrobiální cestou. Pro degradaci lze použít rovněž fotochemické reakce (fotolýzu, fotooxidaci) a chemickou oxidaci [208, 209]. Většina PAH je tvořena při procesu tepelného rozkladu a následné rekombinaci organických molekul (pyrolýze). Nízkoteplotní pyrolýzou se tvoří PAH z uhlí a ropy. Vysokoteplotní pyrolýza může probíhat v přírodě při lesních a stepních požárech, nebo může být realizována antropogenními aktivitami, jako jsou spalování ropy, dřeva a uhlí a jiné rozličné procesy. Většina vysokoteplotních PAH se do prostředí dostává prostřednictvím emisní zátěže ze spalování nebo z kalů z městských čistíren odpadních vod.

Při odhadu osudu PAH v terestrickém a vodním prostředí je nutné vycházet z dostupných a ověřených údajů o afinitě a vylučování PAH v půdě a sedimentech. Sorbce PAH jako neionogenních nepolárních analytů na částech půdy souvisí především s jejich chemickými a fyzikálními vlastnostmi, s typem půdy, půdní vlhkostí, teplotou a pH. Sorbční charakteristika půdy je přitom ovlivněna obsahem organického uhlíku a adsorbčními charakteristikami vyjádřenými pomocí rozdělovacího koeficientu  $K_p$  a korekcí na organický uhlík  $K_{oc}$ . PAH se mohou zpět do půdy vracet po rozkladu a odumření rostlin. Z půdy je možné PAH odstranit také degradací půdními mikroorganismy. Vysoké koncentrace PAH v půdě mohou mít samy za následek vzrůst populací mikroorganismů schopných degradace [210, 211, 212].

Při hodnocení dynamiky PAH v půdě je nezbytné porovnat, v jaké formě se v ní vyskytují, tj., zda jsou přítomny v půdě v plynné fázi, nebo jsou-li sorbovány na částice jako popílek. Jak již bylo řečeno, PAH v půdě přetrvávají značně dlouho a mohou z ní být odstraňovány degradací půdními mikroorganismy, nebo mohou být akumulovány v relativně vysokých množstvích v půdě. To má za následek vysoké „pozadí“ PAH v ekosystémech. Platí to například i pro benzo(a)pyren, kdy bývá jako pozadí udávaná hodnota 1 – 5 ng/g suché půdy. Bylo prokázáno, že pokles koncentrace PAH v půdě je logaritmický a při prokázané vysoké sorpci je možné je detekovat i v oblastech nedotčených civilizací [212, 213].

V zemědělské prvovýrobě jsou prokazatelným zdrojem kontaminace půdy i čistírenské kaly, které bývají často používány ke zlepšení vlastností organické hmoty u různých typů půd. V literatuře je uváděno, že běžně se vyskytující koncentrace jednotlivých polycyklických kondenzovaných aromatických uhlovodíků v půdě se pohybují v rozmezí 1 – 10  $\mu\text{g}/\text{kg}$  půdy. Při hodnocení koncentrací PAH přítomných v půdě pocházející z čistých venkovských oblastí bývá jako mezní hodnota vztahující se k 1 kg půdy uváděno 500  $\mu\text{g}/\text{kg}$  sumy PAH. Půda je jedním ze zdrojů kontaminace dalšího článku potravního řetězce, tj. rostlin. Při hodnocení transferu PAH z půdy do rostlin je však prioritní atmosférická depozice [211, 212, 213].

#### 4.2.3. Bioindikátory rostlinného původu

Poznání mechanismu exogenní kontaminace terestrické vegetace PAH je významné jak pro posouzení bioakumulace, transformace a fytotoxicity, tak i z hlediska sledování zátěže potravního řetězce člověka. Mechanismy příjmu PAH rostlinami z okolního prostředí lze shrnout do následujícího výčtu:

- ☉ Příjem z půdního roztoku
- ☉ Absorbce povrchem kořenů
- ☉ Absorbce listovou plochou přímo z ovzduší
- ☉ Absorbce listovou plochou z deponovaných pevných částic

Obecně není přenos PAH z půdy do rostlin kořenovým systémem, vzhledem k jejich vesměs značné hydrofobnosti, příliš významný. Hlavním zdrojem kontaminace je depozice PAH z okolního vzduchu; v menším rozsahu se pak uplatňuje sorbce z půdy, případně z vody. Byl popsán transfer PAH z půdy upravené kalem z odpadních vod do rostlin pěstovaných na těchto kalech z čistíren odpadních vod [214]. Přestup byl sledován u mrkve (*Daucus carota*) a to jak na kontrolních půdách, tak i na půdách upravených třemi aplikačními poměry kalu v množství 15,55 a 180 t/ha. Použitý kal obsahoval 17,2 mg Pho PAH/kg, což je typická koncentrace kalu pocházející z venkovské oblasti. Koncentrace patnácti individuálních PAH byla zjišťována v listech, kořenových obalech – vnější části kořene a kořenových jádrech – dřeni. Bylo prokázáno, že aplikace kalu neměla vliv na koncentrace PAH v listech mrkvi, ale koncentrace PAH v kořenech se zvyšovala se zvyšujícími se hladinami PAH v půdě. Dále bylo zjištěno, že sloučeniny s nízkou molekulovou hmotností dominovaly nad jednotlivými složkami obsahu Rho PAH v kořenové hmotě. Hladiny PAH detekované v kořenových obalech byly nižší než v listech, což souvisí s tím, že na kontaminaci listů se podílí především PAH pocházející z atmosférické depozice. Autoři rovněž neprokázali přestup PAH ze slupky až do středu mrkve což dokumentuje, že distribuce



ze slupky do jádra byla malá. Pozitivní nálezy, cca 70%, byly indikovány v kořenových obalech. Koncentrace byly vztaženy na hmotnost v čerstvém stavu a jejich hladiny byly nižší než 4,2 mg/kg. Z podrobné studie jednoznačně vyplynulo, že zdravotní rizika vyplývající z obsahu PAH v kalech z odpadních vod, používaných pro úpravu orných půd, nebyla prokazatelně vysoká.

Obdobnou studii publikovali i další autoři [215], kteří sledovali příjem PAH karotkou, pěstovanou na rekultivované skládce. I tyto autoři dospěli k výsledkům shodným z předchozí studie.

#### 4.2.4. Využití hub pro zjišťování kontaminace půd

Pro sledování kontaminace PAH byly jako bioindikátory použity také houby. Obsah PAH byl zjišťován v nejčastěji sbíraných houbách v České republice, jimiž byly suchohřib hnědý (*Xerocomus badius*), hřib žlutomasý (*Xerocomus chrysenteron*), hřib smrkový (*Boletus edulis*); z lupenatých druhů bedla vysoká (*Macrolepiota procera*), muchomůrka růžová (*Amanta rubences*), holubinka sp. (*Russula sp.*) a václavka sp. (*Armillaria sp.*). Ve vzorcích jedlých hub byly detekovány následující PAH (fluoranthen; benzo(b)fluoranthen; benzo(h)fluoranthen; benzo(a)pyren; benzo(ghi)perlen a indeno(1,2,3-c,d)pyren). V roce 1998 byla nejvyšší hodnota prokázána u benzo(a)pyrenu – 9,22 µg/kg, v letech 2002 – 2003 u fluoranthenu – 24,12 µg/kg. Suma PAH se v těchto letech pohybovala v rozmezí 0,76 – 26,0 µg/kg. Maximální hodnota byla téměř shodná s rokem 1998 (25,54 µg/kg). V letech 2002 – 2003 byla nejvyšší hodnota prokázána v oblasti Polabí; tato hodnota však byla téměř 10x nižší než nejvyšší přípustné množství pro sumu PAU stanovenou vyhláškou Ministerstva zdravotnictví č. 53/2002 Sb [63].

#### 4.2.5. Biotické matrice

Na podkladě četných údajů o vlastnostech PAH lze konstatovat, že organismy s vysokým podílem lipidů, které se vyskytují v blízkosti zdrojů kontaminace, kumulují PAH snadno. Rovněž bylo zjištěno, že doba, po kterou mohou PAH přetrvávat ve vodě je menší než 6 měsíců. Na mořském pobřeží však přetrvávají déle a to v závislosti na podnebí a typu sedimentů [216]. Jejich perzistence může být v sedimentech a v půdě dlouhodobá, a to více než 20 roků. Odtud se mohou transformovat do dalších složek životního prostředí. Z dosud zpracovaných studií vyplynulo, že pokud se týče ptáků, nelze dosud hovořit jednoznačně o negativních účincích [207].

Některé živočišné organismy (savci, ptáci, ryby, četní bezobratlí) mají schopnost přijaté PAH metabolizovat. Ve většině případů jsou metabolity pro živé organismy nebezpečnější, v porovnání s nesubstituovanými PAH. Proto bývají výše specifikované živé organismy využívány jako bioindikátory živočišného původu pro hodnocení úrovně kontaminace.

Zdrojem PAH u volně žijících a hospodářských zvířat je hlavně kontaminované krmivo, případně napájecí voda. Po vstupu PAH do organismu vyšších živočichů dochází velmi často k rozsáhlým biotransformacím PAH, takže jejich kumulace není tak vysoká jako u perzistentních organochlorových sloučenin. Biotransformační faktory PAH závisí především na lipofilitě sloučenin a obsahu tuku v tkáních.

Toxické a karcinogenní vlivy PAH byly převážně zjišťovány pouze u laboratorních zvířat. Toxické efekty byly prokázány u různých orgánů, karcinogenní efekt byl zjištěn u většiny epitelálních tkání a byl vyvolán alkylovými PAH a metabolity nesubstituovaných PAH. Genetické poškození, abnormality, benigní i maligní nádory mohou vyvolat především metabolizované PAH. Bylo publikováno, že koncentrace PAH ve vodním prostředí, která nižší než koncentrace vyvolávající akutní toxicitu, může mít za následek subletální efekty [207, 217].

### 4.3. PESTICIDY

#### 4.3.1. Organochlorové pesticidy

##### 4.3.1.1. Využití hub jako bioindikátoru pro hodnocení zátěže pesticidy

Obsah persistentních organických látek byl v roce 1998 a v letech 2002 – 2003 zjišťován v houbách nejčastěji sbíraných v České republice, jimiž byly suchohřib hnědý (*Xerocomus badius*), hřib žlutomasý (*Xerocomus chrysenteron*), hřib smrkový (*Boletus edulis*); z lupenatých druhů bedla vysoká (*Macrolepiota procera*), muchomůrka růžová (*Amanta rubences*), holubinka sp. (*Russula sp.*) a václavka sp. (*Armillaria sp.*). Při sledování OCP bylo zjištěno, že nejvyšší obsah v letech 2002 – 2003 byl prokázán u DDT, jehož hodnoty byly cca 10x vyšší v porovnání s rokem 1998. Suma metabolitů DDT se pohybovala v rozmezí 8,75 – 137,6 µg/kg; přičemž maximální kontaminace byla v lokalitě Západočeská pahorkatina. V této lokalitě byl také zjištěn nejvyšší obsah hexachlorcyklohexanu (HCH), a to v rozmezí 0,12 – 7,48 µg/kg. V sesbíraných houbách byl také prokázán hexachlorbenzen (HCB), jehož obsah byl v rozmezí ≤ 0,04 – 1,24 µg/kg [63].

##### 4.3.1.2. Biotické matrice

V souvislosti se znečištěním životního prostředí bylo prokázáno, že začaly klesat populace dravců, především orlí a sokolí stěhovaví. Rozsáhlé epidemiologické studie prokázaly, že tento pokles souvisí se ztenčováním vaječné skořápky. Tenké skořápky způsobily, že se vajíčka v hnízdě rozbila a mláďata se nevylíhla. Tento jev vedl k prudkému poklesu populace druhů, jejichž přirozené prostředí už předtím bylo ohroženo. Spojitost mezi DDT v potravě a

ztenčováním vaječné skořápky se prokázala stejně jako skutečnost, že dravci jsou na vrcholu potravního řetězce a v jejich těle se hromadily hydrofobní pesticidy jako je právě DDT. Dravci, v jejichž tkáních bylo kumulováno DDT, vykazovali především chronickou toxicitu.

Mechanismus ztenčování vaječné skořápky vyvolané DDT není dosud zcela vysvětlen. Předpokládá se, že DDT a pravděpodobně také jeho metabolity inhibují karbonátdehydratázu. Karbonátdehydratáza katalyzuje tvorbu  $\text{CO}_3^{2-}$  z  $\text{CO}_2$  a je důležitá zvláště při procesu tvorby vajíčka, protože skořápky vajíčka jsou složeny převážně z  $\text{CaCO}_3$ . V pokusech na křepelkách bylo prokázáno, že vaječné skořápky ztenčené v důsledku DDT (do potravy pokusné křepelky obecné bylo přidáno 100 mg/kg DDT) obsahují podstatně méně  $\text{CaCO}_3$ .

V rámci studie prováděné na Slovensku byl zjištěn vyšší obsah organochlorových sloučenin u volně žijících bažantů. Podle autorů bylo vytipováno více zdrojů, a to potrava, ovzduší, voda a půda. V tomto případě se autoři zaměřili na rezidua HCH, DDT a jejich metabolitů [219].

Další zajímavá studie, v rámci které bylo pro hodnocení zátěže využito bioindikačních živých organismů, byla provedena ve Velké Británii. Hodnoceny byly negativní účinky organochlorových pesticidů na netopýry. Netopýři jsou ohroženi účinky znečišťujících látek v životním prostředí a v mnoha zemích chráněni zákonem; od roku 1995 to spadá pod Bonnskou konvenci. V 80. letech minulého století se Rada ochrany přírody Velké Británie začala zabývat sledováním účinků produktů na ošetřování dřeva na biotické složky životního prostředí. Studie byla zaměřena na vliv používání lindanu na populaci netopýrů ve Velké Británii. Produkty s obsahem lindanu se ve velkém měřítku používaly na ochranu dřeva, určeného na stavbu půd, proti plísni a zamoření hmyzem, zejména červotočem. Pokusy potvrdily, že lindan při aplikačních koncentracích, které byly povoleny legislativou, byl schopen zabít netopýry na půdách. Proto byla v roce 1996 zavedena ve Velké Británii univerzální klasifikace a schéma značení, které upozorňuje na účinky konzervačních látek používaných na ochranu dřeva na populace netopýrů. Toto opatření by mělo zamezit negativnímu vlivu těchto přípravků na chráněné druhy živočichů [218].

Používání DDT ve světě bylo zakázáno v polovině 60. let 20. století a dnes se používá pouze ve velmi speciálních případech, kde jeho přednosti výrazně převažují nad rizikem pro životní prostředí. Příkladem může být vymýcení komára rodu *Anopheles*, který v Africe přenáší malárii. Bez DDT by nebylo možné zlikvidovat malárii a mnoho lidí by zemřelo.

Nedávno znovu vyluky na povrch problémy spojené s DDT. V králičím mase dováženém z Číny byla zjištěna rezidua DDT, což nasvědčuje tomu, že v Číně se stále používá DDT. Nález ohlásila pracovní skupina zaměřená na rezidua pesticidů, která spadá pod vládu Velké Británie (WPPR), pracovní skupina Poradního výboru zaměřeného na pesticidy (ACP) a

Poradní výbor o potravinách (FAC), který monitoruje pesticidy v potravinách. Na základě tohoto údaje lze předpokládat, že kontrolovat použití pesticidů ve světě je velmi obtížné. Spojené království může sice zastavit dovoz králičího masa z Číny, aby ochránilo své spotřebitele, ale co se stane s globálním životním prostředím? Je známo, že DDT je velmi mobilní a nyní se začíná objevovat i v oblastech daleko od Číny [218].

Podobně jako jiné organochlorové sloučeniny je také dieldrin patřící mezi organochlorové pesticidy pro přírodu toxický. V 80. letech minulého století byl ve Velké Británii prováděn rozsáhlý monitoring volně žijících druhů zvířat, v rámci kterého byla prokázána vysoká kumulace dieldrinu ve tkáních úhořů pocházejících z řek jižní Anglie. Vzhledem k tomu, že úhoři žijí dlouho, asi 50 let, mohou během svého života nahromadit velká množství persistentních organochlorových pesticidů.

Nezávisle na tom bylo zjištěno, že v této oblasti uhynul velký počet volavek. Analýza biotických materiálů z uhynulých kusů prokázala, že ve tkáních volavek byly detekovány vysoké obsahy dieldrinu. Příčina smrti nebyla sice jednoznačně určena, ale předpokládalo se, že přítomnost tohoto pesticidu ve tkáních mohla být jednou z příčin úhynu volavek. V souvislosti s výše diskutovaným případem z Velké Británie obdržela jedna významná společnost vysokou pokutu za to, že do životního prostředí vypouštěla dieldrin. Následně byl dieldrin kvůli svému toxikologickému profilu zakázán nejen ve Velké Británii, ale také v ostatních zemích [218].

#### 4.3.2. Ostatní pesticidy

Tributylcínoxid (TBTO) je pesticid, který se nepoužívá v zemědělství, ale používá se v loďařském průmyslu jako součást protiplísňových nátěrů. Tyto nátěry jsou aplikovány na trup námořních lodí, aby se omezil růst vilejše stvolnatého, řas a ostatních bezobratlých živočichů. V praxi se jedná o velký problém, protože při dlouhé plavbě nahromadí velká loď mnoho tun rostlin a živočichů, což má za následek značný zpomalení plavby a zvýšení spotřeby paliva.

V souvislosti s tímto pesticidem bylo také zjištěno, že v populaci surmovky (*Nucella lapillus*) se zvýšil podíl samců. Po bližším prozkoumání se však ukázalo, že někteří samci byli v podstatě samicemi, kterým narostl penis; tento jev se v biologii nazývá imposex. Výsledky dlouhodobého výzkumu v této oblasti naznačují, že k imposexu u surmovky došlo v důsledku expozice TBTO. Přítomnost TBTO má velmi závažný ekologický dopad, protože zabraňuje tomu, aby se druh rozmnožoval, a tak může vést k jeho vymření.

## 5. ZÁVĚR

V projektu byla řešena otázka využití bioindikátorů pro hodnocení zátěží terestrických ekosystémů. Tato otázka je aktuální především proto, že staré zátěže mohou obsahovat různorodé kontaminující cizorodé látky, tj. nejen rizikové prvky, ale také organokovové sloučeniny a prioritní organické polutanty.

V projektu byla krátce zmíněna otázka bioindikace, včetně různých možností použití bioindikačních systémů. Zmíněny byly nejdůležitější druhy bioindikátorů používaných v terestrických ekosystémech, včetně hub, které se zvláště osvědčily při hodnocení kontaminace rizikovými prvky. Při volbě rostlinného bioindikátoru, a to jak pro potřeby biomonitoringu tak i chemického monitoringu, je kladen velký důraz na správnou volbu matrice. Ze zpracované rešerše vyplynulo, že pro biologický monitoring jsou nejčastěji využívány jehličnané stromy a rostliny vyššího patra, pro environmentální monitoring potom olejniny, obilniny a vojtěška jako zástupci tzv. kulturních rostlin a také tzv. rumištní rostliny, zahrnující například kopřivu, lebedu a svačec. Pro biomonitoring jsou jako nejvhodnější uváděny jehličí, mechy, lišejníky a houby. Také některé biotické matrice lze použít pro hodnocení zátěže terestrických ekosystémů. Patří k nim zejména bezobratlí, ptáci vodní i suchozemští, drobní zemní savci a volně žijící zvěř. Pro speciální účely, kdy je zapotřebí dopředu provést odhad kontaminace v některém následném článku potravního řetězce, lze použít také krev. Krev, případně její deriváty, nám umožňují provést odhad zátěže biotických matic, jako jsou svalovina, kůže, případně játra a ledviny určitého živočišného druhu a to ještě za života zvířete.

V projektu bylo řešeno využití bioindikátorů z hlediska kontaminace rizikovými prvky, organickými polutanty, především polychlorovanými bifenoly (PCB), organochlorovými pesticidy (OCP) a polykondenzovanými aromatickými uhlovodíky (PAH).

Zaměření na tyto analyty bylo účelné proto, že v letech 1999 – 2004 byl na Veterinární a farmaceutické univerzitě Brno, Fakultě veterinární hygieny a ekologie, řešen předkladatelkou této zprávy výzkumný záměr, identifikační kód MSM 162700004, který měl název „Výzkum ekologické a ekotoxikologické problematiky potravních řetězců agrárních ekosystémů při produkci potravin a surovin živočišného původu s ohledem na životní prostředí populace“. V rámci tohoto výzkumného záměru byla hodnocena rizika právě pomocí bioindikátorů rostlinného a živočišného původu. Proto závěr výzkumné zprávy tohoto projektu tvoří grafické zhodnocení využití různých bioindikátorů pro hodnocení zátěže škodlivinami anorganického a zejména organického původu.

## 6. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

1. Biomonitoring cizorodých látek v potravních řetězcích (písemná studie). VFU Brno, 1996, 69 s.
2. DYKYJOVÁ, D. a kol.: Metody studia ekosystémů, Academia Praha, 1989.
3. Sebestianová, N.: Využití drobných zemních savců jako bioindikátorů znečištění agrárních ekosystémů. (Doktorská disertační práce), VFU Brno, 2000, 105 s.
4. NOVÁKOVÁ, E.: Využití savců a ptáků v krajinné ekologii. Lesnictví, 16, 1970, s. 1031 - 1040
5. HYTTEBORN, H.: The use of ecological variables in environmental monitoring – proc. 1st Nordic Oikos conference, 1978, Uppsala, The National Swedish Envir. Protection Board, Rep. PM 1151, Stockholm.
6. SPÁLENÝ, J. : Bioindicators. In: Proceeding of the 3rd international conference Bioindicators Deteriorationis Regionis, September 1977, Liblice, Academia Praha, 1980.
7. BEJČEK, V.: Vliv lesnické rekultivace výsypek po povrchové hnědouhelné těžbě na společenstva drobných savců. Sborník Okresního muzea v Mostě, řada přírodověd., 1981, 3, 117 – 131.
8. ADAMS, W. J.; KIMERLE, R. A.; BARWETT, I. W.: Sediment quality and aquatic life assessment. Environ. Sci. Technol., 1992, 26, 1864.
9. NRCC, 1988: Biologically available Metals in sediments. National Research Council Canada Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality NRCC Depart No. 27694.
10. HUGGETT, R. J. et al.: Biomarkers - Biochemicals physiological and histological markers of anthropogenic stress. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, 1992.
11. STEGEMAN, J. J. et al.: Molecular responses to environmental contamination - enzyme and protein systems as indicators of chemical exposure and effect. Biomarkers - biochemical, physiological and histological markers of anthropogenic stress. Lewis Publishers, Chelsea, MI, 1992, 235.
12. HUX, C.; FÖRLIN, L.: Mine selected assays for health status in natural fish populations. Chemicals in the aquatic environment: advanced hazard assessment. L. Landner, (Ed.), Springer-Verlag, NY, 1989, 197.
13. BLÁHA, K.: Základní pojmy spojené s hodnocením rizika. Zpravodaj MŽP ČR, 6, 1995 (příloha).
14. ROESIJADI, G.: Metallothioneins in metal regulation and toxicity in Aquatic animal. Aquat. Toxicol., 1992, 22, 81.
15. ELLIOT, S. E.; KENNEDY, S. W.; JEFFREY, D.; SHUTT, L.: Polychlorinated biphenyl (PCB) effects on hepatic mixed function oxidases and porphyria in birds. Comp. Biochem. Physiol., 1991, 990, 141.
16. HOWARD, D. E.; EVANS, R. D.: Acid - volatile sulfide (AVS) in a seasonally anoxic mesotrophic lake: seasonal and spatial changes in sediment AVS. Environ. Toxicol. Chem., 1993, 12, , 1051.
17. LOCHMAN, J. a kol.: Posuzování věku živé a ulovené zvěře užitkové. Praha 1979

18. ZAPLETAL, M. a kol.: Hraboš polní (*Microtus arvalis*) v České republice. Akademické nakladatelství CERM, s.r.o., Brno 2000
19. ZEJDA, J.: Věkové složení populací norníka rudného, *Clethrionomys glareolus* Schreber, 1780. Zoologické listy, 1961, 10, 249-264.
20. NOVÁKOVÁ, E.: Využití savců a ptáků v krajinné ekologii. Lesnictví, 1970, 16, 1031-1040.
21. ŠŤASTNÝ, K.; ŠOLC, J.: The utilization of bird communities in biodiagnostics. In: Bioindikation auf der Ebene der Populationen und Biogeozönosen 2 (Bioindikation 5) KTB, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Wissenschaftliche Beiträge, 1980, 28 (P 12), 68-76.
22. MARTIŠ, M.: Ispolzovanje epigeona v monitoringe izmenenja ekologičeskogo balansa landšafta – Razrobotka i vnedrenie na kompleksnyh fonovyh tancijach metodov biologičeskogo monitoringa. Riga Zinantne, 1982, 1, 104-111.
23. MARTIŠ, M.: Carabid beetles as bioindicators of landscape ecological balance. In: Bioindikation auf der Ebene der Populationen und Biogeozönosen 2 (Bioindikation 5) KTB, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Wissenschaftliche Beiträge, 1980, 28 (P 12), 44-49.
24. VANĚK, J.: Die Methode der zoozöologischen Bioindikation. In: Bioindicators of Landscape Deterioration TERPIAN – VTEI, 1971, 5, 66-71.
25. VANĚK, J.: Změny vyvolané průmyslovými imisemi na společenstvech pancířníků (*Acarina*, *Oribatoidea*) půd smrkového lesa. Quaestiones geobiologicae Praha, 1974, 14, 34-116
26. RŮŽIČKA, V.: The structure of spider communities based upon the ecological strategy as a bioindicator of the landscape deterioration. In: Proc. IVth Int. Conf. Bioindicators Deterioration Regionis, Liblice 1982.
27. NOVÁKOVÁ, E., PAUKERT, J.: Návrh metody na výzkum dlouhodobého sledování změn znečištění prostředí na území regionální stanice „GEMS“. In: Regionální stanice „GEMS“ 1. svazek, Hydrometeorologický ústav, Praha, 1979, 137-141.
28. DÄSSLER, H. G.: Einfluss von Luftverunreinigungen auf die Vegetation. Jena, 1976.
29. HECK, W. W.; ANDERSON, C. E.: Effects of air pollutants on plants. In: Introduction to Environmental Toxicology, Guthrie, F. E.; Perry, J. J., (Eds.), New York, 1980, 135-153.
30. FÖRSTNER, K., WITTMANN, G. T. W.: Metal Pollution in the Aquatic Environment. Springer, Heidelberg, Berlin, New York, 1984.
31. HYTTEBORN, H.: The use of ecological variables in environmental monitoring. In: 1st Nordic Oikos conference, 1978 Uppsala. The National Swedish Envir. Protection Board, Rep. PM 1151, Stockholm.
32. ROSSWALL, H.: Monitoring functional changes in microbial populations. In: HYTTEBORN, H. : The use of ecological variables in environmental monitoring, s. 247-254.
33. ANDERSSON, A. On the determination of ecologically significant fractions of some heavy metals in soils. Swed. J. Agric. Res., 1976, 6, 19.
34. BENCKO, V.; CIKRT, M.; LENER, J.: Toxické kovy v pracovním a životním prostředí člověka. Avicenum, Praha, 1984.

35. BLAŽEJ, A. et al.: Chemické aspekty životného prostredia. Alfa, Bratislava, 1981.
36. ROSIVAL, L.; SZOKOLAY, A.: Cudzorodé látky v požívatinách. 2. vydání, Osveta, Bratislava, 1983, s. 596.
37. ZIMA, S.; VÁVROVÁ, M.: Organické polutanty v bioindikátorov zo životného prostredia. Ekológia & Život, 1997, 1, 28-29.
38. MUIRHEAD, S. J.; FURNESS, R. W.: Heavy metal concentrations in the tissues of seabirds from Gough Island, South Atlantic Ocean. Marine Pollut. Bull., 1988, 19 (6), 278.
39. TATARUCH, F.: The environmental contamination load of free living game animals. Vebersichten Tiernahrung, 1993, 21 (2), 181.
40. CHAMBERLAIN, A. C.: Prediction of response of blood lead to airborne and dietary lead from volunteer experiments with lead isotopes. Proc. R. Soc. Lond. B., 1985, 224, 149.
41. HOUSEROVÁ, P.; KUBÁŇ, V.; KRÁČMAR, S.; SITKO, J.: Stanovení specií rtuti ve vybraných orgánech kormorána velkého (*Phalacrocorax carbo*), potápky roháče (*Podiceps cristatus*) a káně lesního (*Buteo buteo*). In: Zborník XII. vedecké sympóziium s medzinárodnou účasťou o ekológii vo vybraných aglomeráciách Jelšavy-Lubeníka a stredného Spiša. Hrádok 2003, 27-31.
42. ALOWAY, B. J.; JAKSON, A. P.; MORGAN, H.: The accumulation of cadmium by vegetables grown on soils contaminated from a variety sources. Sc. Total Environ., 1990, 91, 223.
43. GWOREK, B.: Inactivation of cadmium in contaminated soils using synthetic eolites. Environ. Pollut. – A; 1992, 75 (3), 269.
44. BOBRO, M. et al.: Súčasný stav výskytu ortuti v oblasti Rudnian. In: Zborník XIII. vedecké sympóziium s medzinárodnou účasťou o ekológii vo vybraných aglomeráciách Jelšavy-Lubeníka a stredného Spiša. Hrádok 2004, 57-60.
45. MERVA, M.; BOBRO, M.; ZAIC, J.; KUPKA, J.; GOMBOŠ, B.: Štúdium mechanizmu tvorby prenosu a premeny ortuťových zložiek v životnom prostredí ložiskových území Slovenska. Záverečná správa grantovej úlohy G – 114, ÚGt SAV Košice, 1993, 168.
46. BOBRO, M.; BÁLINTOVÁ, M.; HANČULÁK, J.; MERVA, M.; ZAIC, J.: Imisná situácia ortuti v oblasti pôsobenia závodu ŽB Rudňany. In: Zb. II sympóziium o ekológii vo vybraných aglomeráciách Jelšavy – Lubeníka a stredného Spiša. Hrádok 1992, 56-61.
47. HREDZÁK, S.; LOVÁS, M.; JAKABSKÝ, Š.; Vplyv technologických zmien úpravy ortuťonosných rúd na životné prostredie v oblasti Rudnian a bilancia ortuti v technologických uzloch závodu ŽB Rudňany. In: Zb. IV sympóziium o ekológii vo vybraných aglomeráciách Jelšavy – Lubeníka a stredného Spiša. Hrádok 1995, 110-121.
48. JAKABSKÝ, Š.; LOVÁS, M.; HREDZÁK, S.: Prehodnotenie vplyvu technológie riadeného termického rozkladu tetraedritu na kvalitu výstupných produktov a životné prostredie. In: Zb. IV sympóziium o ekológii vo vybraných aglomeráciách Jelšavy – Lubeníka a stredného Spiša. Hrádok 1995, 103-109.
49. BOBRO, M.; HANČULÁK, J.: Pohyb ortuti v oblasti Rudnian po útlume baníctva. Uhlí – Rudy – Geologický průzkum 1/1996, 17-19.
50. LEŠNÍK, F. et al.: Ortut' v ekosystémoch. In: Zborník XII. vedecké sympóziium s medzinárodnou účasťou o ekológii vo vybraných aglomeráciách Jelšavy-Lubeníka a stredného Spiša. Hrádok 2003, 35-37.



51. IGWEGBE, A.O.; BELHAJ, H. M.; HASSAN, T. M.; GIBALI, A. S.: Effect of highway's traffic on the level of lead and cadmium in fruits and vegetables grown along the roadsides. *J. Food Safety*, 1992, 13 (1), 7.
52. XIAN, X.: Effect of chemical forms of cadmium, zinc and lead in polluted soils on their uptake by cabbage plants. *Plant soil*, 1989, 113 (2), 257.
53. BELMONT, F.: Ekologické problémy z etického hľadiska. *Ekológia a život*. 1997, roč. VI., č.1, 6-7.
54. DOJČÁR, O.: Korene budúcnosti. *Ekológia a život*. 1997, roč. VI., č.1, 8-11.
55. HRONEC, O.: Ekologicko-ekonomické problémy rastlinnej výroby v imisných oblastiach. In: Zborník referátov z vedeckej konferencie s medzinárodnou účasťou Michalovce, 12.-13. november 1998, I. diel, 113-117.
56. CAMBEL, B.; PÍŠ, V.: Environmentálne limity využívania poľnohospodárskej pôdy na VSN. In: Zborník referátov z vedeckej konferencie s medzinárodnou účasťou Michalovce, 12.-13. november 1998, I. diel, 213-216.
57. PASCOE, G. A.; DALSOGLIO, J. A.: Planning and implementation of a comprehensive ecological risk assesment at the Milltown Reservoir – Clark Fork River Suprfund site, Montana. *Environ. Toxicol. Chem.*, 1994, 13, 1943.
58. PASCOE, G. A.; BLANCHET, R. J.; LINDER, G.; BRUMBAUGH, W.; KEMBLE, N.; CANFIELD, T.; INGERSOLL, C.; FARAG, A.; DALSOGLIO, J.: Charakterization of ecological risks at the Milltown Reservoir-Clark Fork River Sediments Superfund Site, MT. *Environ. Toxicol. Chem.*, 1994, 13, 2043.
59. JOHNS, C. E.: Accumulation and partitioning of arsenic in emergent macrophytes in reservoir contaminated with mining wastes. In: *Heavy Metals in the Environment*, Volume 1, Lindeberg, S. E.; Hutchinson T. C., Eds., 6th Int. Conf., New Orleans, 1987
60. JOHNS, C.; MOORE, J. N.: Copper, zinc and arsenic in bottom sediments of Clark Fork River reservoirs – preliminary findings. In: *Proc. of the Clark Fork River Symp.*, Carlson, C. E.; Bahls, L. L., Eds., Montana Academy of Sciences, Montana College of Mineral Science and Technology, Butte, MT, 1985.
61. HOLOUBEK, I.; KOČAN, A.; HOLOUBKOVÁ, I.; HILSCHEROVÁ, K.; KOHOUTEK, J.; FALANDYSZ, J.; ROOTS, O.: Persistent, bioacumulative and Toxic Chemicals in Central and Eastern European Countries – State-of the Art Report, TOCOEN REPORT No. 150a
62. US EPA: Risk Assesment Guidance for Superfund: Volume 1- Human Health Evaluation Manual, (RAGS), Interim Final. EPA/540/1-89/002, December 1989.
63. Ministerstvo zemědělství české republiky, Ministry of Agriculture of the Czech Republic, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Forestry and Game Management Research Institute, ICP Forests, Monitoring stavu lesa v České republice, Forest Condition Monitoring in the Czech Republic, 1984–2003, pp. 121-130. ISBN 80-86461-23-8
64. RAJZÁK, P.: Houby a lišajníky v monitoringu štátnej veterinárnej a potravinovej správy SR. In: Zborník XII. vedecké sympóziu s medzinárodnou účasťou o ekológii vo vybraných aglomeráciach Jelšavy-Lubeníka a stredného Spiša. Hrádok 2003, 106-108.
65. KOŠUTSKÝ, J.; RAJZÁK, P.; BREYL, I.; MIŠŠÍK, J.: Monitoring poľovej, voľne žijúcej zveri a rýb v SR – záverečná správa za r. 2002.

66. GAST, C. H.; JANSEN, E.; BIERLING, J.; HAANSTRA, L.: Heavy metals in mushrooms and their relationship with soil characteristics. *Chemosphere*, 1988, 17 (4), 789.
67. BORELLA, P.; QUAGLIO, G. P.; CASELGRANDI, E.; CASSINADRI, M.: Edible fungi accumulate significant quantities of cadmium, copper and lead. *Igiene Moderna*, 1991, 95 (1), 9.
68. Pascoe, G. A.; Blanchet, R. J.; Linder, G.: Bioavailability of metals and arsenic to small mammals at a mining waste-contaminated wetland. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 1994, 27, 44.
69. Pascoe, G. A.; Blanchet, R. J.; Linder, G.: Food-chain analysis of exposures and risks to wildlife at a metals-contaminated wetland. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 1996, 30, 306.
70. SCHEUMMER, A. M.: Reproductive effects of chronic, low-level dietary metal exposure in birds. *Trans. N. Am. Wildl. Nat. Res. Conf.*, 1987, 52, 658.
71. KJELLSTROM, T.; ELINDER, C.; FRIBERG, J.: Conceptual problems in establishing the critical concentration of cadmium in human kidney cortex. *Environ. Res.*, 1984, 33, 284.
72. WHITE, D. H.; FINLEY, M. T.: Uptake and retention of dietary cadmium in mallard ducks. *Environ. Res.*, 1978, 17, 53.
73. HILL, E. F.; CAMARDESE, M. B.: Lethal dietary toxicities of environmental Contaminants and pesticides to coturnix. *Tech. Rep. No. 2*, U. S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C., 1986.
74. BARUŠ, V.; TENORA, F.; KRÁČMAR, S.; DVOŘÁČEK, J.: Content of several inorganic substances in European eel infected and uninfected by *Anguillicola crassus* (Nematoda). *Dis. Aquat. Org.*, 1999, 37, 135-137.
75. BARUŠ, V.; TENORA, F.; KRÁČMAR, S.; HEDVÁBNÝ, J.; PROKEŠ, M.; SITKO, J.: Heavy metals (Pb, Cd) concentrations in the *Ligula intestinalis* (Cestoda) and the host *Phalacrocorax carbo* (Aves). *Helminthologia*, 2000, 37 (3), 178-179.
76. BARUŠ, V.; TENORA, F.; KRÁČMAR, S.; PROKEŠ, M.: Cadmium and lead concentrations in *Contracaecum rudolphii* (Nematoda) and its host, the cormorant *Phalacrocorax carbo*. *Folia Parasitologica*, 2001, 48, 77-78.
77. TENORA, F.; BARUŠ, V.; KRÁČMAR, S.; DVOŘÁČEK, J.; SRNKOVÁ, J.: Parallel analysis of some heavy metals concentrations in the *Anguillicola crassus* (Nematoda) and the European eel *Anguilla anguilla* (Osteichthyes). *Helminthologia*, 1999, 36 (2), 79-81.
78. TENORA, F.; BARUŠ, V.; KRÁČMAR, S.; PROKEŠ, M.; SITKO, J.: Heavy metals (Pb, Ni, Cr, Cd) concentrations in the *Parvitaenia ardeolae* Burt, 1940 (Cestoda) and the host *Ardea cinerea* (Aves). *Helminthologia*, 2001a, 38 (3), 168.
79. TENORA, F.; BARUŠ, V.; KRÁČMAR, S.; PROKEŠ, M.; SITKO, J.: Accumulation of heavy metals (Pb, Cd, Cr, Cd) in *Microsomacanthus parvula* (Kowalewski, 1904) (Cestoda) and the host *Anas crecca* (Aves). *Helminthologia*, 2001b, 38 (3), 168-169.
80. TENORA, F.; BARUŠ, V.; KRÁČMAR, S.; PROKEŠ, M.; SITKO, J.: Concentrations of heavy metals in the *Parvitaenia ardeolae* Burt, 1940 (Cestoda) and in the host *Ardea purpurea* (Aves). *Helminthologia*, 2001c, 38 (3), 169.
81. KRÁČMAR, S.; SITKO, J.; HEDVÁBNÝ, J.; HOUSEROVÁ, P.; BARAN, M.; VÁRADYOVÁ, Z.: Akumulace rizikových prvků (Pb, Cd, Ni a Cr) ve vybraných

- orgánech káně lesní (*Buteo buteo*) a káně rousné (*Buteo lagopus*) z lokality střední Morava. In: Zborník XII. Vedecké sympóziium s medzinárodnou účasťou „O ekológii vo vybraných aglomeráciách Jelšavy – Lubeníka a Stredného Spiša, Hrádok 2003, 135–138.
82. HOUSEROVÁ, P.; HEDVÁBNÝ, J.; MATĚJÍČEK, D.; KRÁČMAR, S.; SITKO, J.; KUBÁŇ, V.: Determination of total mercury in muscle, intestines, liver and kidney tissues of cormorant (*Phalacrocorax carbo*), great crested grebe (*Podiceps cristatus*) and european buzzard (*Buteo buteo*). *Vet. Med. (Czech)*, 2005, 50 (1), 61.
  83. SAEKI, K.; OKABE, Y.; KIM, E-Y.; TANABE, S.; FUKUDA, M.; TATSUKAWA, R.: Mercury and cadmium in common cormorants (*Phalacrocorax carbo*). *Environm. Pollut.*, 2000, 108, 249-255.
  84. HENNY, C. J.; HILL, E. F.; HOFFMANN, D. J.; SPALFING, M. G.; GROVE, R.A.: Nineteenth century mercury: Hazard to wading birds and cormorants of the Carson River, Nevada. *Ecotoxicol.*, 2002, 11, 213-231.
  85. PFEIFFER, G.; SACHER, F.; WALTER, V.: Roc deer as a bioindicator Pb a Cd contamination of deer in various regions of Bavaria. *Archiv fuer Lebensmittelhygiene*, 1987, 38 (4), 107.
  86. CARINE, S.: Early warning approach in terrestrial systems – effect mechanisms of organic chemicals on different levels of biological organisation. PhD research project description.
  87. MARINUSSEN, M. P. J. C.; VAN DER ZEE, DE HAAN, F. A. M.: Effect of Cd or Pb addition to Cu contaminated soil on tissue Cu accumulation in the earthworm, *Dendrobaena veneta*. *Ecotoxicology and Environmental safety*, 1997, 38, 309-315.
  88. KENNETTE, D.; HENDERSHOT, W.; TOMLIN, A.; SAUVÉ, S.: Uptake of trace metals by the earthworm *Lumbricus terrestris* L. in urban contaminated soils. *Applied Soil Ecology*, 2002, 19, 191-198.
  89. MARINUSSEN, M. P. J. C.; VAN DER ZEE, S. E. A. T. M.: Cu accumulation by *Lumbricus rubellus* as affected by total amount of Cu in soil, soil moisture and soil heterogeneity. *Soil Biology & Biochemistry*, 1996, 29, 641-647.
  90. CORTET, J.; GOMOT-DE VAUFLERY, A.; POISOT-BALAGUER, N.; GOMOT, L.; TEXIER, CH.; CLUZEAU, D.: The use of invertebrate soil fauna in monitoring pollutant effects. *Eur. J. Soil. Biol.*, 1999, 35, 115-134.
  91. CHAPMAN, P. M.; POWER, E. A.; BURTON, G. A. Jr.: Integrative assessments in aquatic ecosystems. In: *Sediment Toxicity Assessment*, Burton, G. A. Jr., (Ed.), Lewis Publishers, Chelsea, MI, 1992, Chap. 14.
  92. HANSEN L. G. (1987): Environmental toxicology of polychlorinated biphenyls In: *Environmental. Toxin. series.* (Eds S. Safe & Hutzinger) Springer-Verlag, Berlin, pp. 16-48.
  93. LIEM A. K. D., THEELEN R. M. C.(1997): Dioxins: Chemical analysis exposure and risk assessment, PhD thesis, University of Utrecht, The Netherlands.
  94. Anon. (1985) Report of the ICES advisory committee on marine pollution, 1985. ICES Cop.Res. Ref. 135.
  95. KLEOPFER, R.D. - ZIRSCHY, Z.: TCDD distribution in the spring River, Southwestern Missouri, *Environ Int.*, 19, 1983, p. 249

96. GILBERTSON, M. – FOX, G. – BOWERMAN, W. (1998) Designing the environmental results workshop: Historical context, causality and candidate species. *Environmental Monitoring and Assessment* 53: 17-55
97. LARSSON P., OKLA L., MEYWER G. (1992): Lake productivity and water chemistry as governors of the uptake of persistent pollutants in fish. *Environ. Sci. Technol.*, 26 : 346.
98. NIIMI A. J. (1996): PCB in Aquatic organisms. In: *Environmental contaminants in wildlife interpreting tissue concentrations.* (Ed. Beyer W. N., Heinz G. H. Redmon-Norwood A. W., Beyer A. W., Heinz G. H., Redmon-Norwood A. W.). Lewis publishers New York (1996), pp. 117-152.
99. HOLOUBEK I. (1995): Emise a emisní faktory persistentních organických polutantů. *Ochrana ovzduší*, 1 : 6.
100. WANIA F., MACKAY D. (1998): Global fractionation and cold condensation of low volatility organochlorine compounds in polar regions. *Chemosphere*, 27 : 2079.
101. DEWAILLY E., AYOTTE P., BRUNEAU S. LALIBERTÉ C., HUIR D.C.G., NORSTROM R. (1993): Inuit exposure to organochlorines through the aquatic food chain. *Environ. Health Perspect.*, 101 : 618.
102. DEWAILLY E., MULVAD G., PEDERSEN H. S., AYOTTE P., DEMERS A., WEBER J. P., HANSEN J. C. (1999): Concentration of organochlorines in human brain, liver and adipose tissue autopsy samples from Greenland. *Environ. Health Perspect.*, 107 : 823.
103. CHEVREUILL M., CHESTERIKOFF A., LÉTOLLE R & GRANIER L.: Atmospheric pollution and fallout by PCBs and organochlorine pesticides (Ile-de-France). *Water, Air, Soil pollut.*, 43 : 73.
104. DUBANSKÝ V. (1996): Použitelnost stanovených indikátorových kongenerů při hodnocení rizik PCB reziduí ve tkáních a orgánech ryb, ptáků a savců. *Veterinářství*, 46 : 50.
105. HOLOUBEK I., KOČAN A., HOLOUBKOVÁ I., HILSCHEROVÁ K., KOHOUTEK J., FALANDYSZ J., ROOTS O., (2000): Persistent, bioaccumulative and toxic compounds in the Central and Eastern European countries—levels, trends. In: *Book of abstracts „7th Regional Meeting of the Central and East European Section of „Secotox“ Bratislava, Slovakia, pp. 22-25.*
106. ACHMAN D. R., HORNBUCKLE K. C., EISENREICH S. (1993) Volatilization of polychlorinated biphenyls from Green Bay, Lake Michigan. *Environ. Sci. Technol.*, 27: 75-87
107. YOUNG D., BECERRA M., KOPEE D., ECHOLS S. (1998): GC/MS analysis of congeners in blood of the harbor seal *Phoca vitulina* from San Francisco Bay. *Chemosphere*, 37 : 711.
108. AQUILAR A., BORRE A. (1994): Abnormality high polychlorinated levels in Dolphins (*Stenella - Coeruleoalba*) affected by the Mediterranean epizootic. *Sci. Total Environ.*, 154 : 237.
109. MUIR D. C. G., FORD C. A., GRIFT N. P., STEWART R.E.A., BIDLEMAN T. F. (1992): Organochlorine contaminants in narwhal (*Monodon monoceros*) from the Canadian Arctic. *Environ. Pollut.*, 75 : 307.

110. FALANDYSZ J., YAMASITA A., TANABE S., TATSUKAWA R., RUCINSKA L., SKÁRA K. (1994): Congener specific data on polychlorinated biphenyls in tissue of Common porpoise from Puck Bay, Baltic Sea. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 26 : 267.
111. NORSTROM R. J., MUIR D. C. G. (1994): Chlorinated-Hydrocarbon Contaminants in Arctic Marine Mammals. *Sci. Total Environ.*, 154 : 107.
112. BERNHOFT A., WIING O., SKAARE J. U. (1997): Organochlorines in polar bears (*Ursus maritimus*) at Svalbard. *Environ. Pollut.*, 95 : 159.
113. BERNHOFT A., SKAARE J. U., WIING O., DEROCHE A. E., LARSEN H. J. (2000): Possible immunotoxic effects of organochlorines in polar bears (*Ursus maritimus*) at Svalbard. *J. Toxicol. Environ. Health*, 59 : 561.
114. SANDAU C. D., RAMSAY M., NORSTROM R. J. (2000): Implication of hydroxylated metabolites of PCBs and other halogenated phenolic compounds as endocrine disruptors in polar bears In: *Proceedings of the third biennial international conference on monitoring and measurement of the environment*. Ottawa, Canada, Editors: Ray Clement and Bob Burk, Ottawa, pp. 247-251.
115. WAINWRIGHT, S.E. – MORA, M.A. – SERICANO, J.T. – THOMAS, P. (2001) Chlorinated hydrocarbons and biomarkers of exposure in wading birds and fish of the Lower Rio Grande Valley, Texas. *Archives of Environmental Contamination and Toxicity*: (1) 101-111.
116. ROUPE, A. (1975) Influence des PCB sur les oiseaux. *Aves s.* 73-83.
117. HUDEC, K. - KREDL, F. – PELLANTOVÁ, J. – SVOBODNÍK, J. – SVOBODOVÁ, R. (1988) Residues of chlorinated pesticides, PCB and heavy metals in the egg of water birds in southern Moravia. *Folia Zoologica* 37(2) 127-152.
118. de CRUZ, I. – MOUGIN, C. – GROLLEAU, G. (1997) Chlorinated hydrocarbons in eggs of grey heron (*Ardea cinerea* L.) in France (Lac de Grandlieu). *Chemosphere* 35: (5) 1003-1009.
119. BERNY, P. – SADOUL, N. – DOL, S. – VIDEMAN, B. – KAYSER, Y. – HAFNER, H. (2002) Impact of local agricultural and industrial practices on organic contamination of little egret (*Egretta garzetta*) eggs in the Rhone delta, southern France. *Environmental Toxicology and Chemistry* 21: (3) 520-526.
120. AURIGI, S. – FOCARDI, S. – HULEA, D. – RENZONI, A. (2000) Organochlorine contamination in bird's eggs from the Danube Delta. *Environmental Pollution* 109: (1) 61-67.
121. THYEN, S. – BECKER, P.H. – BEHMANN, H. (2000) Organochlorine and mercury contamination of little terns (*Sterna albifrons*) breeding at the western Baltic Sea, 1978-96. *Environmental Pollution* 108: (2) 225-238.
122. EXO, K.M. – BECKER, P.H. – SOMMER, U. (1998) Environmental chemicals in eggs of inland and Wadden Sea breeding oystercatchers (*Haematopus ostralegus*). *Journal Für Ornithologie* 139: (4) 401-405.
123. MATTIG, F.R. – ROSNER, H.U. – GIESSING, K. – BECKER, P.H. (2000) Environmental chemicals in eggs of Dunlins (*Calidris alpina*) from Northern Norway compared to eggs of coastal bird species breeding in the Wadden Sea. *Journal für Ornithologie* 141: (3) 361-369.
124. DONALDSON, G.M. – BRAUNE, B. M. (1999) Sex-related levels of selenium, heavy metals, and organochlorine compounds in American white pelicans (*Pelecanus*

- erythrorhynchos). Archives of Environmental Contamination and Toxicology 37: (1) 110-114.
125. WEICHBRODT, M. – VETTER, W. – SCHOLZ, E. – LUCKAS, B. – REINHARDT, K. (1999) Determination of organochlorine levels in Antarctic skua and penguin eggs by application of combined focused open vessel microwave assisted extraction, gel permeation chromatography, absorption chromatography, and GC/ECD. International Journal of Environmental Analytical Chemistry 73: (4) 309-328.
126. HAFFNER, G. D.; GLOOSCHENKO, V.; STRAUGHAM, C. A.; HERBERT, C. E.; LAZAR, R.: Concentrations and distributions of polychlorinated biphenyls, including non-ortho congeners, in mink populations from southern Ontario. Journal of Great Lakes Research, 1998, 24 (4), 880-888.
127. ELLIOT, J. E.; HENNY, C. J.; HARRIS, M. L.; WILSON, L. K.; NORSTROM, R. J.: Chlorinated hydrocarbons in livers of American mink (*Mustela vison*) and river otter (*Lutra canadensis*) from the Columbia and Fraser River basins, 1990-1992. Environmental Monitoring and Assessment, 1999, 57 (3), 229-252.
128. ESTES, J. A.; BACON, C. E.; JARMAN, W. M.; NORSTROM, R. J.; ANTHONY, R. G.; MILES, A. K.: Organochlorines in sea otters and bald eagles from the Aleutian Archipelago. Marine Pollution Bulletin, 1997, 34 (6), 486-490.
129. BACON, C. E.; JARMAN, W. M.; ESTES, J. A.; SIMON, M.; NORSTROM, R. J.: Comparison of organochlorine contaminants among sea otter (*Enhydra lutris*) population in California and Alaska. Environ. Toxicol. Chem., 1999, 18 (3), 452-458.
130. BERNT, K. E. et al.: Levels and patterns of PCB and OC pesticides in harbour and grey seals from the St Lawrence Estuary, Canada. Science of the total environment, 1999, 244, 243-262.
131. WATANABE, M.; TANABE, S.; TATSUKAWA, R.; AMANO, M.; MIYAZAKI, J.; PETROV, E. A.; KHURASKIN, S. L.: contamination levels and specific accumulation of persistent organochlorines in Caspian seal (*Phoca caspica*) from the Caspian Sea, Russia. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 1999, 37 (3), 396-407.
132. CLEEMAN, M.; RIGET, F.; PAULSEN, G. B.; DE BOER, R.: Organochlorines in Greenland ringed seals (*Phoca hispida*). Sci. Total. Environment, 2000, 245, 103-116.
133. WIIG, O.; BERG, V.; GJETZ, I.; SEAGARS, D. J.; SKAARE, J. U.: Use of skin biopsies for assessing levels of organochlorines in walrus (*Odobenus rosmarus*). Polar Biology, 2000, 23 (4), 272-278.
134. BERNHOFT, A.; WIIG, O.; SKAARE, J. U.: Organochlorines in polar bears (*Ursus maritimus*) in Svalbard. Environ. Pollut., 1997, 95 (2), 159-175.
135. MINH, T. B.; NAKANA, H.; TANABE, S.; MIYAZAKI, N.; JEFFERSON, T. A.; PRUDENIE, T. A.; SUBRAMANIAN, A.: Isomer-specific accumulation and toxic assessment of polychlorinated biphenyls, including coplanar congeners from North Pacific and Asian coastal waters. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 2000, 39 (3), 398-410.
136. CHIU, A.; CHIU, N.; BEAUBIER, J.; NALESNIK, R.; SINGH, D.; HILL, W. R.; LAU, C.; REIBOW, J.: Effects and mechanisms of PCB ecotoxicity in food chains: algae double right arrow fish double right arrow seal double right arrow polar bear. Environmental Carcinogenesis & Ecotoxicology Reviews – Part of Journal of Environmental Science and Health, 2000, 18 (2), 127-152.
137. MATOUŠEK M. (1992): Polychlorované bifenyly (PCB) v půdách. Agrochémia, 32 : 70.

138. FUJIWARA K. (1974): Environment and food contamination with PCBs in Japan. Dept. of Hygiene Chem., Kyoto City Inst. of Public Hyg., Kyoto, Japan
139. O'CONNOR G. A., KIEHL D., EICEMAN G. A., RYAN J. A. (1990): Plant uptake of sludge-borne PCBs. *J. Environ. Quality*, 19 : 113.
140. JAN J., ZUPANCIC J., KRAJL L., KRAJL B., MARSEL J. (1994): The influence of exposure time and transportation routes on the pattern of organochlorines in plants from polluted region. *Chemosphere*, 29 : 1603.
141. PAINE J. M., MC KEE M. J., RYAN M. (1993): Toxicity and bioaccumulation of soil PCBs in Crickets - comparison of laboratory and field studies. *Environ. Toxicol. Chem.*, 12 : 2097.
142. McLACHLAN, M.S.-HINKEL, M.-REISSINGER, M.-HIPPELEIN, M.-KAUPP, H.: A study of the influence of sewage sludge fertilization on the concentrations of PCD D/F and PCB in soil and milk. *Environ. Pollut.*, 85, 1994, 3, p. 337.
143. BEDARD D. L., WAGNER R. E., BRENNAN M. J., HABERE M. L., BROWN J. F. (1987): Extensive degradation of Aroclors and environmentally transformed polychlorinated biphenyls by *Alkaligenes eutrophus* H 850. *Appl. Environ. Microbiol.*, 53: 1094.
144. HALUŠKA L., BARANČÍKOVÁ G., BALÁŽ Š., DERCOVÁ K., VRANA B., PAZ-WEISSHAAR M., FURČIOVÁ E., BIELEK P. (1995): Degradation of PCB in different soils by inoculated *Alkaligenes xylooxidans*. *Sci. Total. Environ.*, 175 : 275.
145. ARONSTEIN B. A., RICE L. E. (1995): Biological and integrated chemical – biological treatment of PCB congeners in soil/sediment-containing systems. *J. Chem. Technol. Biotechnology*, 63 : 321.
146. PATERSON, S.-MACKAY, D.-TOM, D.-SHIU, W. Y.: Uptake of organic chemicals by plants, a review of processes correlations and models. *Chemosphere*, 21, 1990, 3, p. 297.
147. VÁVROVÁ et al.: Výsledky depistážena obsah PCB prováděné v okrese Uherské Hradiště. Sborník semináře „PCB a další toxické látky v mléce a v mase hospodářských zvířat“. VŠZ, Praha 1990, 26 s.
148. VÁVROVÁ, M.: Polychlorované bifenyly (PCB) v agrárním ekosystému. (Habilitationní práce.) VŠVaF Brno, 1993, 201 s.
149. EISLER, R.: Polychlorinated Biphenyl Hazards to Fish, Wildlife and Invertebrates: A Synoptic Review Biol. Rep. 85, V. S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C. 1986, 94.
150. SAFE, S.: Polychlorinated biphenyls (PCBs), dibenzo-p-dioxins (PCDDs), dibenzofurans (PCDFs) and related compounds: environmental and mechanistic considerations which support the development of toxic equivalency factors (TEFs). *CRC Crit. Rev. Toxicol.*, 21, 1990, p. 51.
151. ELLIOT, S. E. et al.: Polychlorinated biphenyl (PCB) effects on hepatic mixed function oxidases and porphyria in birds. *Comp. Biochem. Physiol.*, 990, 1991, p. 141
152. KIBLER, R.-GLEISSENTHALL, J. L.: Zufuhr von Polychlorierten Biphenylen (PCB) über den Gesamtverehr. *Zeitschrift Lebensmit. Unter. Forschung.*, 191, 1990, 3. p. 214.
153. ADAMS, J. A. - HAILESELASSIE, H. M.: The effects of polychlorinated biphenyls (Aroclors 1016 and 1254) on mortality, reproduction, and regeneration in *Hydra oligactis*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 13, 1984, p. 4913.

154. BLAZAK,W.F.-MARCUM,J.B.: Attempts to induce chromosomal breakage in chicken embryos with Aroclor 1242. Poultry Sci., 54, 1975, p. 310.
155. SREBOCAN,V. et al.: Effect of polychlorinated biphenyls (Aroclor 1254) on liver gluconeogenic enzyme activities in embryonic and growing chickens. Poultry Sci., 56, 1977, p. 732.
156. BEYER,W.N. – HEINZ,G.H. – REDMON-NORWOOD,A.W.: Environmental contaminants in wildlife (Interpreting tissue concentrations). CRC Press, Inc. Clemson, South Carolina, USA, 1996, 279 pp.
157. HOFFMAN,D.J.: Developmental toxicity of PCB congeners in American kestrels (*Falco sparverius*). J. Toxicol. Environ. Health, 1994, p. 65.
158. KREDL, F.; KŘEN, K.: residua chlorovaných pesticidů a polychlorovaných pesticidů ve vejcích a tukových tkáních volně žijících ptáků. Veterinární medicína, 1986, 31 (LIX), 7, 423-432.
159. KUBIŠTOVÁ, I.: Bažant obecný (*Phasianus colchicus*), dravci a sovy jako bioindikátory kontaminace prostředí polychlorovanými bifenyly. (Doktorská disertační práce.) VFU, Brno 2002, 91 s.
160. ČIHAŘ J. a kol.: Příroda v ČSSR. Praha: Nakladatelství Práce, 1976, 384 s.
161. PELLANTOVÁ, J.; HUDEC, K.; FREDL, F.; SVOBODNÍK, J.; SVOBODOVÁ, R.: Organochlorine pesticides, PCB and heavy metals residues in the eggs of the black-headed gull, *Larus ridibundus* in Czechoslovakia. Folia Zoologica, 1989, 38 (1), 79-86.
162. NIEWIADOWSKA, A.; BARKOWSKA, M.; JUŘICOVA, Z.; LITERÁK, I.; PINOWSKI, J.; PINOWSKA, B.; ROMANOWSKI, J.: Chlorinated aromatic hydrocarbons in the brains of sparrows (*Passer domesticus*, *P. montanus*) from suburban areas of Warsaw. Proceeding Latvian Academy Science, 1998, Section B., 52, 48-52.
163. PIANOWSKI, J.; NIEWIADOWSKA, A.; JUŘICOVA, Z.; LITERÁK, I.; ROMANOWSKI, J.: Chlorinated aromatic hydrocarbons in the brains and lipid of sparrows (*Passer domesticus* and *Passer montanus*) from rural and suburban areas near Warsaw. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1999, 65, 736-743.
164. CIBEREJ, J.; BÍLA, A.; BREYL, I.: Poznatky o monitoringu PCB u zvěři a areáli Chemko Strážské a.s.. In: Konferencia o životnom prostredí při príležitosti odovzdávania certifikátu environmentálneho manažerstva podľa STN EN ISO 14001. Strážké 7.9.1999, Zborník příspěvků.
165. HOFFMAN, D. J.; RICE, C. P.; KUBIAC, T. J.: PCBs and dioxins in birds. In: Environmental Contaminants in Wildlife: Interpreting Tissue Concentrations, Bezer, W. N.; Heinz, G. H.; Redmon-Norwood, A. W., Eds., Lewis, Boca Raton. FL, USA,1996, 165-207.
166. GILBERTSON, M.: Freshwater avian and mammalian predators as indicators of aquatic environmental quality. Environmental Monitoring and Assessment, 1990, 15 (3), 219-223.
167. HUDEC et al.: Residues of chlorinated pesticides, PCB and heavy metals in the eggs of water birds in southern Moravia. Folia Zoologica, 1988, 37(2)127-166
168. KREDL, F.; HUDEC, K.; KŘEN, K.; PELLANTOVÁ, J.; SVOBODNÍK, J.: Hladiny residuí chlorovaných pesticidů a PCB ve vejcích volně žijících ptáků. Folia Venatoria, 1988, 18, 181-195.
169. JOHNSTONE, R. M.; COURT, G. S.; FESSER, A. C.; BRADLEY, D. M.; OPIPHANT, L. W. MACNEIL, J. D.: long-term trends of organochlorine contamination of



- Canadian tundra peregrine falcons (*Falco peregrinus tundrius*). *Environmental Pollution*, 1996, 93 (2), 109-120.
170. HENNY, C. J.; SEEGAR, W. S.; MAECHR, T. L.: DDE decreases in plasma of spring migrant peregrine falcons, 1978-94. *Journal of Wildlife Management*, 1996, 60 (2), 342-349.
171. ANTHONY, R. G.; MILES, A. K.; ESTES, J. A.; ISAACS, F. B.: productivity, diets, and environmental contaminants in nesting bald eagles from the Aleutian Atchipelago. *Environ. Toxicol. Chem.*, 1999, 18, 2054-2062.
172. BOGAN, J. A.; NEWTON, I.: The effects of organochlorine compounds on British birds of prey. *Veterinary Resources Communication*, 1983, 8, 119-124.
173. NEGRO, J. J.; DONÁZAR, J. A.; HIRALDO, F.; HERNÁNDEZ, L. M.; FERNÁNDEZ, M. A.; Organochlorine and heavy metal contamination in non-viable eggs and its relation to breeding success in a Spanish population of lesser kestrels (*Falco naumanni*). *Environmental Pollution*, 1993, 201-205.
174. ANTHONY, R. G.; GARRETT, M. G.; SCHULER, C. A.: Environmental contaminants in bald eagles in the Columbia river estuary. *Journal of Wildlife Management*, 1993, 57 (1), 10-19.
175. ELLIOT, J. E.; NORSTROM, R. J.: Chlorinated hydrocarbon contaminants and productivity of bald eagle populations on the Pacific coast of Canada. *Environ. Toxicol. Chem.*, 1998, 17 (6), 1142-1153.
176. DYKSTRA, C. R.; MEYER, M. W.; WARNKE, D. K.; KARASOV, W. H.; ANDERSEN, D. E.; BOWERMAN, W. W.; GIESY, J. P.: Low productive rates of Lake Superior bald eagles, low food delivery rates or environmental contaminants? *Journal of Great Lakes Research*, 1998, 24 (1), 32-44.
177. DYKSTRA, C. R.; MEYER, M. W.; STROMBORG, K. L.; WARNKE, D. K.; BOWERMAN, W. W.; BEST, D. A.; Association of low reproductive rates and high contaminant levels in bald eagles on Green Bay, Lake Michigan. *Journal of Great Lakes Research*, 2001, 27 (2), 239-251.
178. CLARK, K. E.; STANLEY, W.; NILES, L. J.: Changes in contaminant levels in New Jersey Osprey eggs and prey, 1989 to 1998. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 2001, 40, 277-284.
179. DONALDSON, G. M.; SHUT, J. L.; HUNTER, P.: Organochlorine contamination in bald eagle and nestlings from Canadian Great Lakes. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 1999, 36 (1), 70-80.
180. HENNY, C. J.; GALUSHIN, V. M.; DUDIN, P. I.; KHRUSTOV, A. V.; MISCHENKO, A. L.; MOSEIKIN, V. N.; SARYCHEV, V. S.; TURCHIN, V. G.: Organochlorine pesticides, PCBs and mercury in hawk, falcon, eagle and owl eggs from the Litetsk, Voronezh, Novgorod and Saratov regions, Russia, 1992-1993., 1998.
181. NEWTON, I.; WYLLIE, I.; DALE, L.: Trends in the numbers and mortality patterns of sparrowhawks (*Accipiter nisus*) and kestrels (*Falco tinnunculus*) in Britain, as revealed by carcass analyses. *Journal of Zoological Society of London*, 1999, 248, 139-147.
182. BRANDT, M.: Organochlorines in samples of the peregrine falcon and sparrowhawk, with special reference to the distribution of congeners of the polychlorinated biphenyls. *Chemische Institut, Tierärztlichen Hochschule Hannover, Germany*, 1990, 84.

183. MACEK, M.; DOBROTA, M.: príspevok k praktickej ochrane sokola sťahovavého (*Falco peregrinus*) na Slovensku. *Buteo*, 1998, 10, 131-135.
184. DISSER, J.; BRUNN, H.; NAGEL, A.; PRINZINGER, R.: Studies on the contamination of bird eggs with chlorinated hydrocarbons with special reference to PCBs. *Ökologie der Vogel*, 1992, 14 (2), 173-209.
185. KRATOCHVÍL, J. a kol.: Hraboš polní (*Microtus arvalis*), ČSAV 1959, 65 s.
186. VANĚK, J. : Die Methode der zoozöologischen Bioindikation . In: *Bioindicators of Landscape Deterioration TERPIAN – VTEI 5*, s. 66.
187. HOFFMAN, D.J. - RATTNER, B.A. - BURTON, G.A. Jr. - CAIRNS, J. Jr.: *Handbook of ecotoxicology*. Lewis Publishers, Florida USA. 1995, 755 pp.
188. DIANOVSKÝ, J. - SIVIKOVÁ, K.: Environmental genotoxicity of pollutants to animals. In: *Sborník Jihočeské Univerzity, zootochnická řada*, 1992, 9, p.103.
189. PHANEUF, D. - DesGRANDES, J.L. - PLANTE, N. - RADRIGUE, J.: Contamination of local wildlife following a fire at polychlorinated biphenyls warehouse in St. Basile le Grand, Quebec, Canada. *Archiv. Environ. Contamin. Toxicol.*, 28, 1995, 2, p. 145.
190. BATTY, J. - LEAVITT, R.A. - BIONDO, N. - POLIN, D.: An ecotoxicological study of a population of the white footed mouse (*Peromyscus leucopus*) inhabiting a polychlorinated biphenyls - contaminated area. *Archiv. Environ. Contamin. Toxicol.*, New York, 1990, 2, p. 282.
191. LINZEY, A.V.: Effects of Chronic polychlorinated biphenyls exposure on reproductive success of white - footed mice (*Peromyscus leucopus*). *Archiv. Environ. Contamin. Toxicol.*, New York, 20, 1987, 4, p. 455.
192. UMBREIT, T.H. - HESSE, E.J. - GALLO, M.A.: Reproductive studies of C 57 B/6 mate mice treated with TCDD - contaminated soils from a 2,4,5 - trichlorophenoxy – acetic – acid manufacturing site. *Archiv. Environ. Contamin. Toxicol.*, 17, 1988, 2, p. 145.
193. UMBREIT, T.H. - HESSE, E.J. - GALLO, M.A.: Reproductive toxicity in female mice of dioxin - contaminated soils from a 2,4,5 - trichlorophenoxyacetic acid manufacturing site. *Archiv. Environ. Contamin. Toxicol.*, 16, 1987, 4, p. 461.
194. SEBESTIANOVÁ N., VÁVROVÁ M., ZLÁMALOVÁ GARGOŠOVÁ H. (2001): Posouzení vhodnosti vybraných druhů drobných zemních savců pro potřeby biomonitoringu. *Veterinářství*, 51 : 524.
195. KRUK H., CONROY J. W. H. (1996): Concentration of some organochlorines in otters (*Lutra lutra* L.) in Scotland: implications for population. *Environ. Pollut.*, 92 : 165.
196. BRUUN M., GEORGII S., BACHAUR G., ELMADFA I. (1991): Wild animals as indicators of environmental contamination – prevalence of radionuclides, polychlor biphenyls, organochlorine pesticides in roe deer and foxes in Hessen. *Tierärztliche-Umschau*, 46 : 549.
197. CORSOLINI S., FOCARDI S., KANNAN K., TANABE S., TATSUKAWA R. (1995): Isomer specific analysis of polychlorinated biphenyls and 2,3,7,8 tetrachlorodibenzo-p-dioxin equivalents (TEQs) in red fox and human adipose tissue from central Italy. *Archiv. Environ. Contamin. Toxicol.*, 29 : 61.
198. CIBEREJ J., BILÁ A., BREYL I (1999): Poznatky z monitoringu PCB u zveri v areáli Chemko Strážske a.s. In: konferencia o životnom prostredí při príležitosti odovzdávania certifikátu systému environmentálneho manažerstva podľa STN EN ISO 14001. Zborník prednášok, Strážske, 7.9. 1999, s. 16-21.

199. CIBEREJ J., BREYL L., KOVÁČ G. (1999): Vplyv prostredia na zdravotný stav zveri v areáli Chemko Strážske a.s.: In: konferencia o životnom prostredí pri príležitosti odovzdávania certifikátu systému environmentálneho manažerstva podľa STN EN ISO 14001. Zborník prednášok, Strážske, 7.9. 1999, s. 43-45.
200. BACHOUR G., FAILING K., GEORGII S., ELMADFA I., BRUNN H. (1998): Species and organ dependence of PCB contamination in fish, foxes, roe deer and humans. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 35 : 666.
201. BORLAKOGLU J. T., WELCH V. A., WILKINS J. P., DILS R. R. (1990): Transport and cellular uptake of polychlorinated biphenyls (PCBs) I. Association of individual PCB isomers and congeners and congeners with plasma lipoproteins and proteins in the pigeon. Biochem. Pharmacol., 40 : 265.
202. MATTHEWS H. B., SURLS J. R., CARVER J. G., ANDERSON M. W. (1984): Halogenated biphenyl transport by blood components. Fundam. Appl. Toxicol., 4 : 420.
203. MES J. L., MARCHAND D., TURTON P., LAU Y., GANZ P. R. (1992): The determination of polychlorinated biphenyl congeners and other chlorinated hydrocarbon residues in human blood, serum and plasma. A comparative study. Inter. J. Environ. Anal. Chem., 48 : 175.
204. MES J., DOUGLAS L. A., BRYCE F. (1995): The elimination and estimated half-lives of specific polychlorinated biphenyl congeners from the blood of female monkeys after discontinuation of daily dosing with Aroclor 1254. Chemosphere, 30 : 789.
205. CORREDOR, J.E. – MORELL, J.M. – DEL CASTILLO, C.E.: Presintence of spilled crude oil in a tropical intertidal environment. Mar. Pollut. Bull., 21, 1990, s. 38.
206. WILD, S.R. – BERROW, M.L. – MCGRATH, S.P. – JONES, K.C.: Polynuclear aromatic hydrocarbons in Crops from long – term field experiments amended with sewage sludge. Environ. Pollut., 76, 1992, s. 28.
207. ELLIOT, S.E. - KENNEDY, S.W. - JEFFREY, D. - SHUTT, L.: Polychlorinated biphenyl (PCB) effects on hepatic mixed function oxidases and porphyria in birds. Comp. Biochem. Physiol., 990, 1991, s. 141.
208. NEFF, J.M.: Polycyclic aromatic hydrocarbons, in Fundamentals of Aquatic Toxicology, RAND, G.M. – PETROCILLI, S.R., Eds., Hemisphere, New York, 1985, chap. 14.
209. BAEK, S.O. ET AL.: A review od atmosferic polycyclic aromatic hydrocarbons, sources, fate and behavior, Water Air Soil Pollut., 60, 1991, s. 279.
210. NIELSON, A.H. (1998): PAHs and related compounds. Vol. 3, Part I (Chemistry), Part V (Biology), Springer, Berlin.
211. HAJŠLOVÁ, J. – KOCOUREK, V. – HOLADOVÁ, K. – POUSTKA, J. – TOMANIOVÁ, M. – PAVELKA, J. JR. (1997): Isolation and clean-up techniques in analysis of PAHs in bioindicators. In: Proc. Of the 8<sup>th</sup> Symposium on Handling of Environmental and Biological Samples in Chromatography. Alméria (Spain), p. 13.
212. HOLOUBEK, I. (1996): Polyaromatické uhlovodíky (PAHs) v prostredí. ČEÚ, Praha, s. 134-145.
213. KOŘÍNEK, P. – POKORNÝ, B. – FEJGLOVÁ, Z. – HOLOUBEK, I. (1995): Stanovení polycyklických aromatických uhlovodíků ve standardně odebíraných vzorcích půd v monitoringu potravních řetězců. TOCOEN REPORT No. 107. TOCOEN Ltd., Brno, 95 s.

214. WILD, S.R. – JONES, K.C.: Organic chemicals in the environment. Polynuclear aromatic hydrocarbon uptake by carrots grown in sludge-amended soil. *J. Environ. Quality*, 21, 1992, 2, s. 217.
215. WILD, S.R. – JONES, K.C.: Organic chemicals in the environment. Polynuclear aromatic hydrocarbon uptake by carrots grown in sludge-amended soil. *J. Environ. Quality*, 21, 1992, 2, s. 217.
216. GUNDLACH, E.R. – HAZES, M.O.: Classification of Coastal environments in terms of potential vulnerability to oil spill damage. *Mar. Technol. Soc., J.*, 12, 1978, s. 18.
217. BAUMANN, P.C.: PAH, metabolites, and neoplasms in feral fish populations, in *Metabolism of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment*. Varanasi, V., Ed., CRC Press, Boca Raton, FL, 1989, chap. 8.
218. SHAW, I. C. ET AL.: *Principles of Environmental Toxicology*, Taylor & Francis Inc., Bristol, PA 19007-1598, 1998, 216s.
219. KAČMÁR, P., ŠAMO, A., BLOCHOVÁ, O.: Rezidua niektorých chlorovaných pesticídov u voľne žijúcich zvierat a rýb. *Veterinárná medicína (Praha)*, 1978, 23, 737-745.
220. NEWTON, I., et al.: Trends in the numbers and mortality patterns of sparrowhawks (*Accipiter nisus*) and kestrels (*Falco tinnunculus*) in Britain, as revealed by carcass analyses. *J. Zoological Society London*, 1999, 248, 139-147.
221. ZLÁMALOVÁ GARGOŠOVÁ, H.: Distribúcia polychlorovaných bifenylov (PCB) do tkání prasat. (Doktorská disertačná práca.) VFU, Brno 2001. 135 s.

## 7. VÝBĚR KONKRÉTNÍCH PŘÍKLADŮ

### 7.1. KOMENTÁŘ K PRESENTOVANÝM GRAFŮM

V následující části jsou formou grafů presentovány výsledky získané při řešení VZ, identifikační kód MSM 162700004, s názvem „Výzkum ekologické a ekotoxikologické problematiky potravních řetězců agrárních ekosystémů při produkci surovin a potravin živočišného původu s ohledem na životní prostředí populace“, řešeného na Fakultě veterinární hygieny, Veterinární a farmaceutické university Brno. Tento výzkumný záměr se mimo jiné zabýval i problematikou využití bioindikátorů rostlinného a živočišného původu pro hodnocení zátěže terestrických agrárních ekosystémů. Získané výsledky již byly vesměs publikovány na vědeckých sympóziích s mezinárodní účastí, domácích, evropských i světových kongresech zaměřených na problematiku environmentální chemie a ekotoxikologie a ve vědeckých časopisech.

V prvních dvou grafech (1, 2) je provedeno hodnocení koncentrace PAH zjištěné v rostlinách a půdě odebraných v blízkosti silnice vedoucí kolem Brněnské přehrady. Odběry byly prováděny ve dvou časových obdobích, na jaře před turistickou sezónou a na podzim. Z grafů je zřejmé, že zastoupení PAH v půdě a v rostlinách není totožné.

V dalších čtyřech grafech jsou uvedeny výsledky získané v rámci studie prováděné v oblasti revitalizovaných dolů v Mostě. Pro přehlednost je zde uvedeno procentické zastoupení jednotlivých PAH v sumě PAH. I v tomto případě byly prováděny dva odběry, v květnu a v září. V uvedené lokalitě bylo vybráno šest odběrových míst. V rámci prvního i druhého odběru bylo detekováno dvanáct PAH (graf 3 a 4). Při odběru prováděném v září nebylo možné použít dvě odběrová místa, protože v odkališti stoupla voda a námi vybraná místa byla zatopena. Z obou grafů je zřejmé, že mezi jednotlivými odběrovými místy byly velké rozdíly; v rámci shodného odběrového místa nedocházelo při porovnání obou odběrů prováděném na jaře a na podzim k velkým změnám v procentickém zastoupení. Patrné je to především z grafů 5 a 6.

V následujících dvou grafech je provedeno hodnocení průměrného obsahu kongenerů PCB ve vejcích dravců a sovy pálené (grafy 7 a 8). Zřetelně je vidět, že převládají výšechlorované indikátorové kongenery (PCB 138, PCB 153, PCB 180), a to u obou živočišných druhů.

Protože při hodnocení byly využívány i bioindikátory rostlinného původu, jsou v následujících grafech 9 a 10 znázorněny koncentrace níže a výšechlorovaných PCB v těchto bioindikátorech. V příslušných grafech jsou uvedeny nejen průměrné hodnoty, ale také medián. Získané výsledky nepřekračovaly požadované hodnoty běžně uváděné v rámci monitorizačních studií prováděných ve střední Evropě.

V následující sérii grafů (11 až 15) jsou uvedeny koncentrace kongenerů PCB ve tkáních drobných zemních savců. I v tomto případě byly v grafu 11 kromě průměru porovnávány také mediány. Z tohoto grafu vyplývá, že kromě indikátorových kongenerů PCB byly u drobných zemních savců detekovány také PCB 8, PCB 203 a PCB 209. Následující grafy prezentují studii, v rámci které bylo pro hodnocení starých zátěží po záplavách na Moravě v roce 1997 a 1998 použito čtyř druhů drobných zemních savců žijících se převážně rostlinnou potravou. V grafech 12 až 15 jsou pod sloupci uvedeny zkratky jejich latinských názvů: hraboš polní Ma, norník rudý Cg, myšice křovinná As, myšice lesní Af. Oblast, ve které byla kontaminace PCB pomocí drobných zemních savců hodnocena, skrývala rekultivované a divoké skládky spálených barev, které obsahovaly vysoký podíl Deloru 106. Pro ilustraci byly vybrány grafy kongenerů PCB 138, PCB 153, PCB 180 a PCB 203. Údaje graficky zpracované potvrdily, že drobní zemní savci jsou vhodným bioindikátorem pro hodnocení starých zátěží různých ekosystémů.

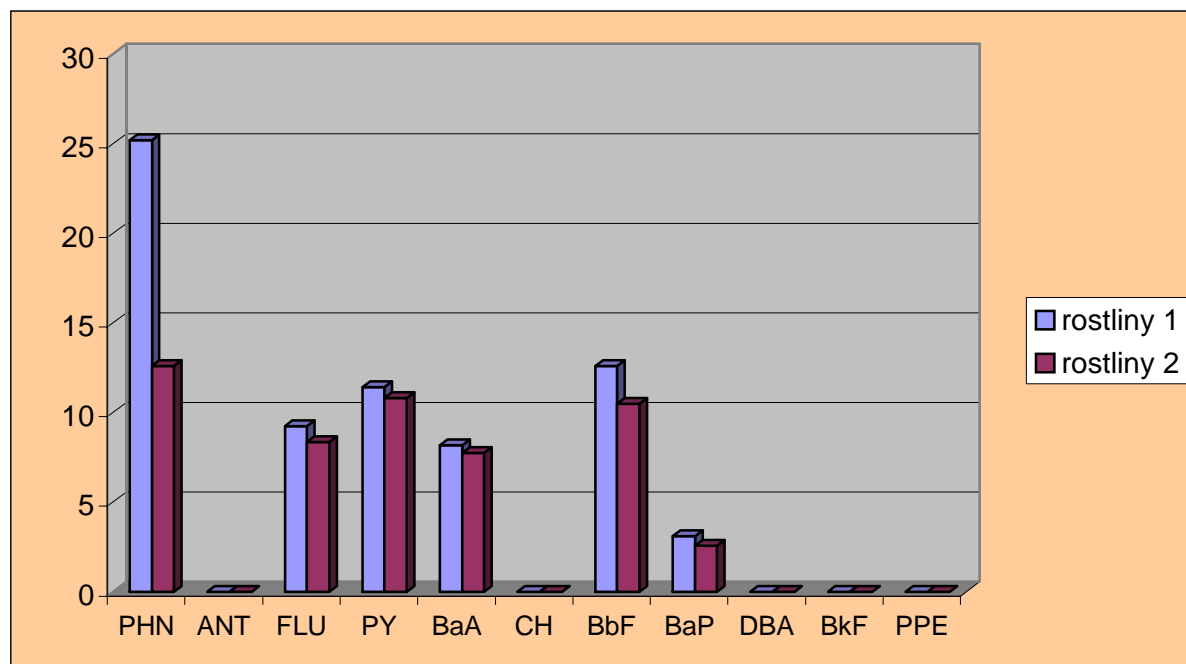
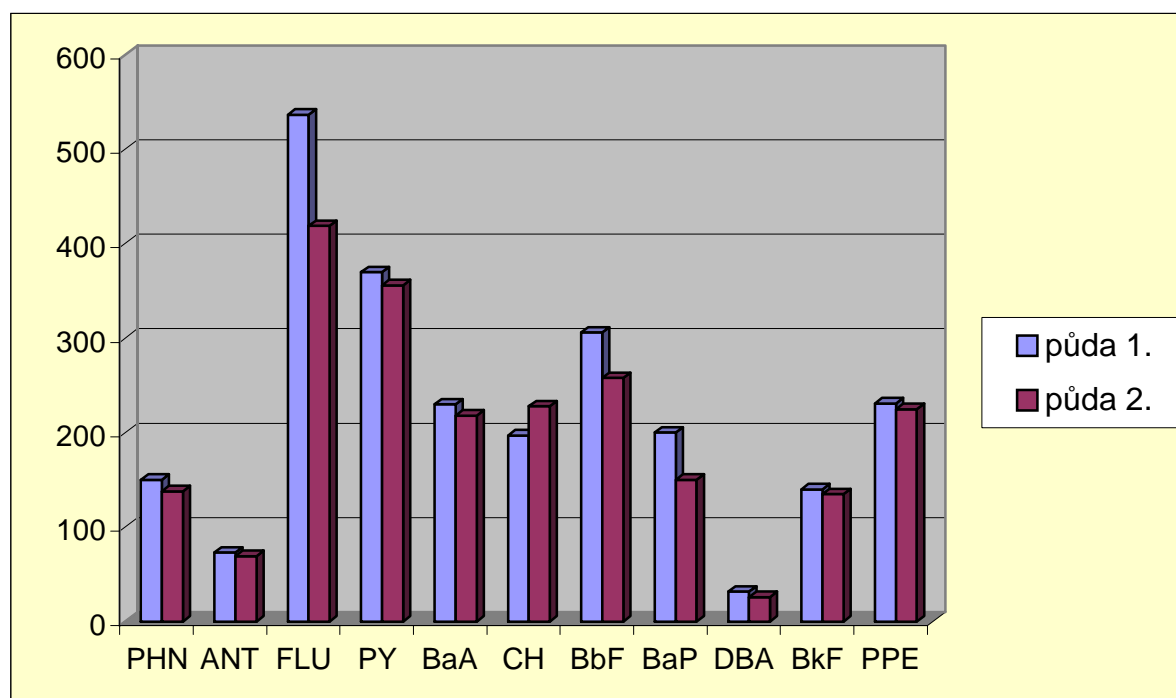
Možnost využití různých typů bioindikátorů pro stanovení kontaminace PCB při výkrmu prasat v zatížené oblasti je znázorněno na grafech 16 až 26. Na prvních dvou z nich (grafy 16 a 17) je provedeno hodnocení průměrného obsahu indikátorových kongenerů PCB v matricích ze stájového prostředí. Pomocí matrice stájový prach lze hodnotit kromě množství PCB, které se do stájového prostředí dostalo po aplikaci Deloru 103 a 106, také podíl sekundární kontaminace ze zatíženého ekosystému. Z grafu 17, kde je uvedeno procentické zastoupení indikátorových kongenerů PCB v matricích ze sledovaného stájového prostředí je zřejmé, že nízechlorované PCB převládaly v krmné směsi a žlabových vzorcích, zatímco výšechlorované PCB byly převážně obsaženy ve stájovém prachu. V rámci tohoto pokusu byla také sledována dynamika PCB v krevní plasmě. Pomocí grafu 18 až 21 bylo provedeno posouzení, jakým způsobem dochází ke kumulaci PCB v krvi. První dva grafy se týkaly Deloru 103, zbývající dva Deloru 106. Z příslušného hodnocení vyplynulo, že koncentrace indikátorových kongenerů PCB se měnila v čase. Hodnoty uvedené na ose x představovaly jednotlivé odběry, mezi kterými byl časový rozdíl dvou týdnů. Především z grafu 19 je zřejmé, že v průběhu růstu prasat se měnil poměr kongenerů PCB. Větší změna byla pozorována po aplikaci Deloru 103. Získané výsledky byly v souladu s údaji z literatury zabývající se podobnou problematikou. V grafu 22 je znázorněno procentické zastoupení indikátorových kongenerů PCB v krevní plasmě kontrolní skupiny za celé sledované období. Toto hodnocení bylo prováděno zejména proto, aby byl odhadnut pravděpodobný zdroj kontaminace ve sledovaném agrárním ekosystému. Z výsledků lze usuzovat na to, že hlavním zdrojem kontaminace byl Delor 106, pocházející pravděpodobně z atmosférické depozice lokality silně zatížené PCB. Na následujícím grafu 23 je uvedeno procentické zastoupení indikátorových kongenerů PCB v krevní plasmě prasat, jímž byl právě

aplikován Delor 106. Provedeme – li vzájemné porovnání můžeme dospět k názoru, že hlavním zdrojem kontaminace kontrolní skupiny prasat PCB byl právě Delor 106. Komplexní porovnání využití krevní plasmy jako bioindikačního systému je provedeno pomocí grafu 24. Na levé straně grafu jsou vždy uvedeny příslušné standardy, na straně pravé potom hodnoty získané analýzou reálných vzorků získaných od jednotlivých skupin prasat. Z grafu je zřetelně vidět, že spektrum kongenerů PCB identifikované v reálných vzorcích krevní plasmy pokusných a kontrolních prasat je odlišné od spektra standardů. Poslední dva grafy z této série prezentují průměrný obsah indikátorových kongenerů PCB ve tkáních prasat, kterým byl aplikován Delor 103 a Delor 106. Z výsledků jednoznačně vyplynulo, že i v tomto případě převládají výsechlorované kongenery PCB.

Následující grafy 27 a 28 jsou součástí publikace zaměřené na využití lovné zvěře jako vhodných bioindikátorů starých zátěží v terestrických ekosystémech. V prvním z nich jsou uvedeny průměrné hodnoty koncentrace indikátorových kongenerů PCB ve tkáních různých druhů lovné zvěře a ryb, v dalším potom procentické zastoupení jednotlivých kongenerů. Z tohoto grafu je zřejmé, že také u těchto bioindikátorů převládají výsechlorované PCB, tj. PCB 138 a PCB 153. Prostřednictvím tohoto grafu se nám rovněž podařilo prokázat, že distribuce PCB do tkání lovné zvěře a ryb je rozdílná, přestože úroveň kontaminace byla hodnocena ve shodné lokalitě.

Následující tabulka a tři grafy byly pro ilustraci použity se svolením autorů příslušné publikace. V tabulce je provedeno porovnání obsahu celkové rtuti v játrech kormoránů hnízdících v České republice, v Japonsku a ve státě Nevada (USA). V porovnání s Japonskem bylo u nás dosaženo vyšších hodnot obsahu rtuti, naopak pokud se týká obsahu rtuti v játrech a ledvinách kormoránů, byly nejvyšší hodnoty zjištěny v Nevadě. V grafu 29 je provedeno zhodnocení obsahu celkové rtuti v analyzovaných tkáních kormorána, potápky a dravce – káně lesní. Vysoký obsah rtuti byl zjištěn u všech u všech druhů ptáků v orgánech, v porovnání se svalovinou. Závislost MeHg na celkové Hg v % byla znázorněna v grafu 30. Zde naopak byla vyšší závislost prokázána u svaloviny, následují střeva, ledviny a játra. Obdobná závislost, v tomto případě však anorganické formy Hg na celkovém obsahu rtuti byla presentována v grafu 31. Zde bylo téměř ve všech případech dosaženo opačných závislostí.

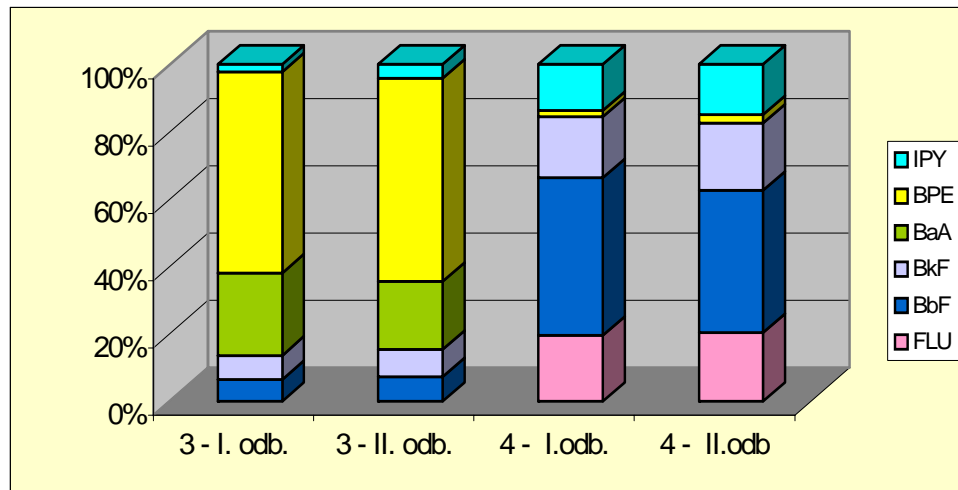
## 7.2. PŘÍKLADY

Graf 1: Koncentrace PAH v rostlinách v  $\mu\text{g}/\text{kg}$  sušiny z lokality Brněnská přehrada (I. a II. odběr)Graf 2: Koncentrace PAH v půdě v  $\mu\text{g}/\text{kg}$  sušiny z lokality Brněnská přehrada (I. a II. odběr)

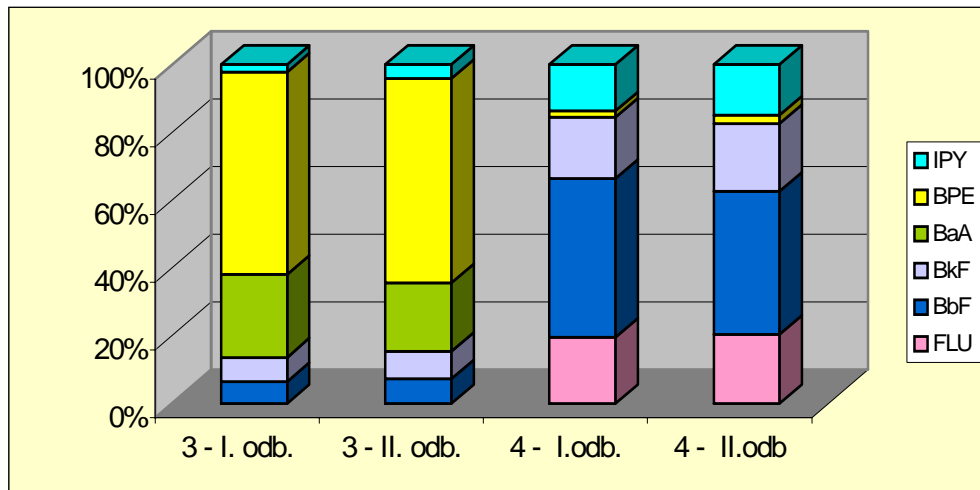




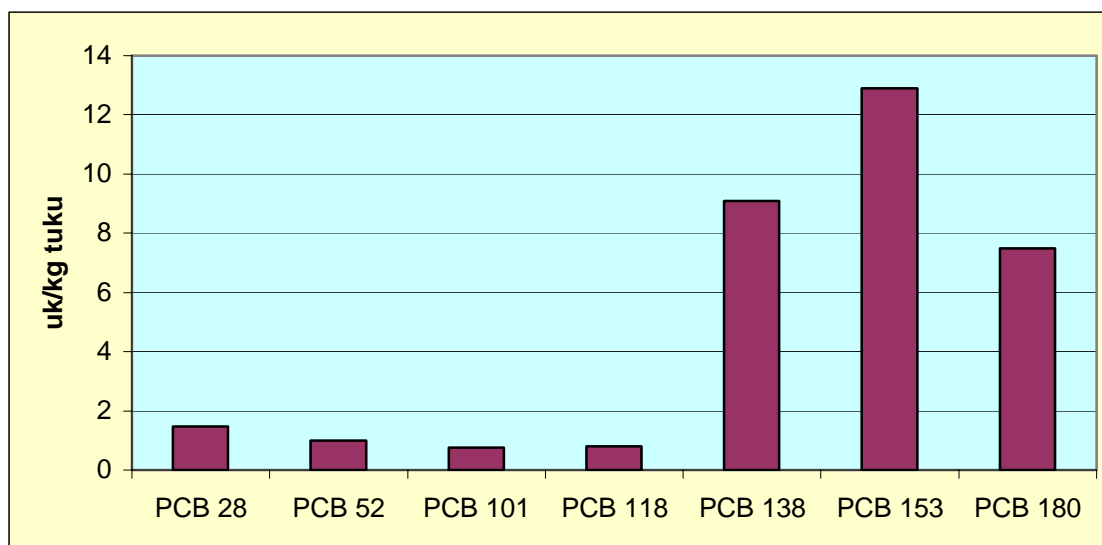
Graf 5: Porovnání I. a II. odběru v lokalitě Most pomocí procentického zastoupení

*individuálních PAH v sumě PAH*

Graf 6: Porovnání I. a II. odběru v lokalitě Most pomocí procentického zastoupení

*individuálních PAH v sumě PAH*

Graf 7: Průměrný obsah kongenerů PCB ve vejcích dravců



Graf 8: Průměrný obsah kongenerů PCB ve vejcích sovy pálené

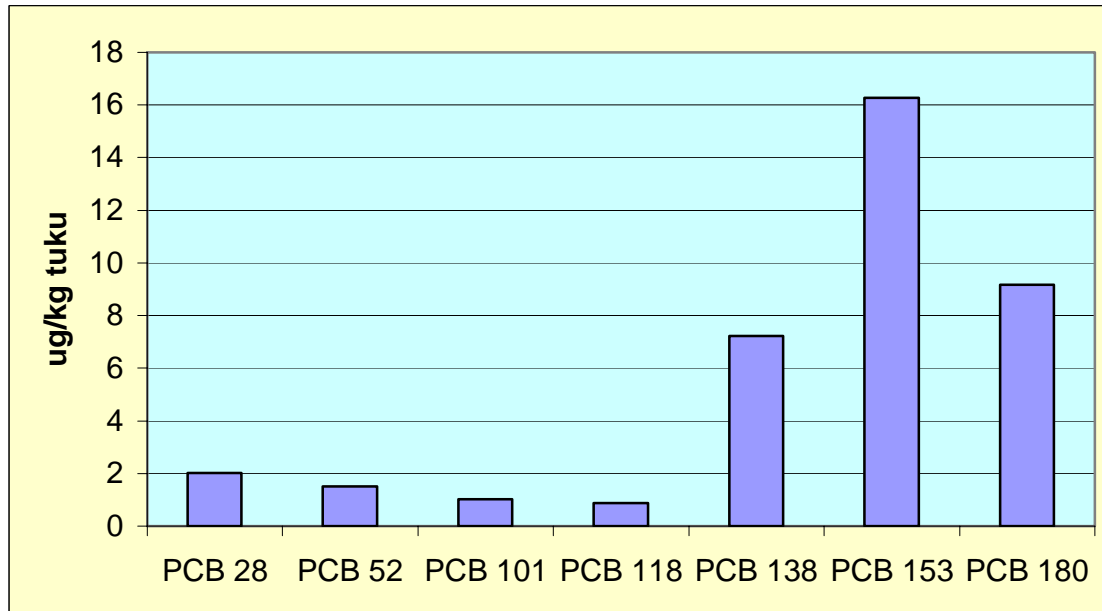


Fig. 9. Concentration of low-chlorinated PCBs in browsing plants

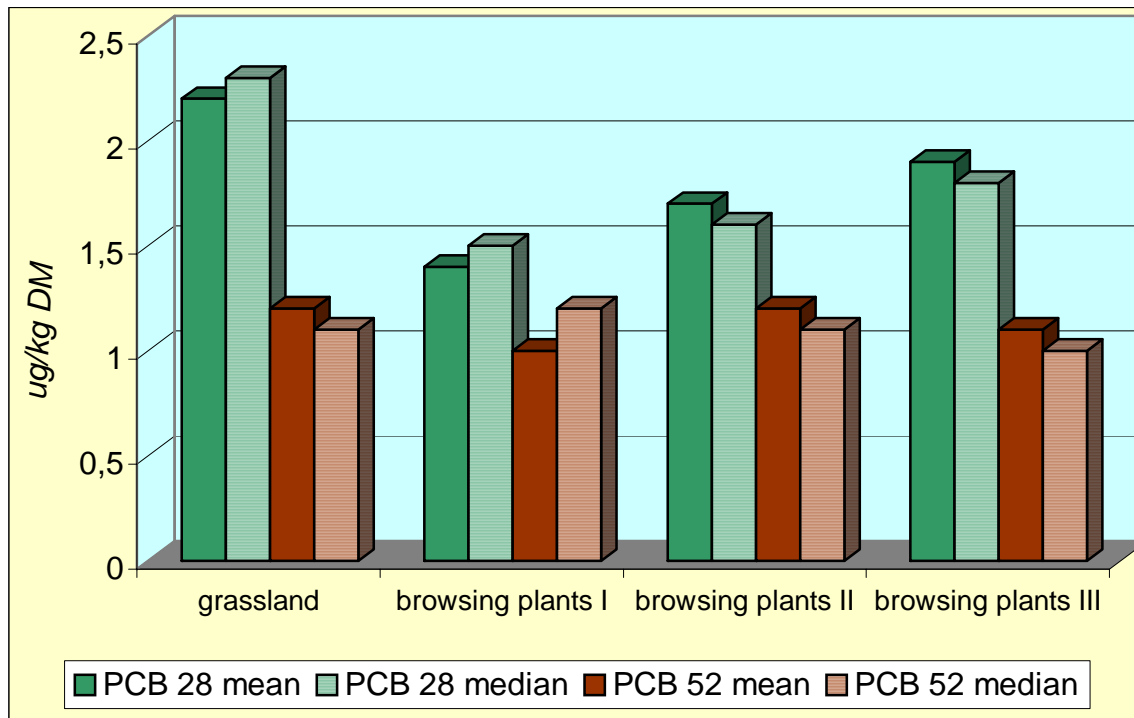
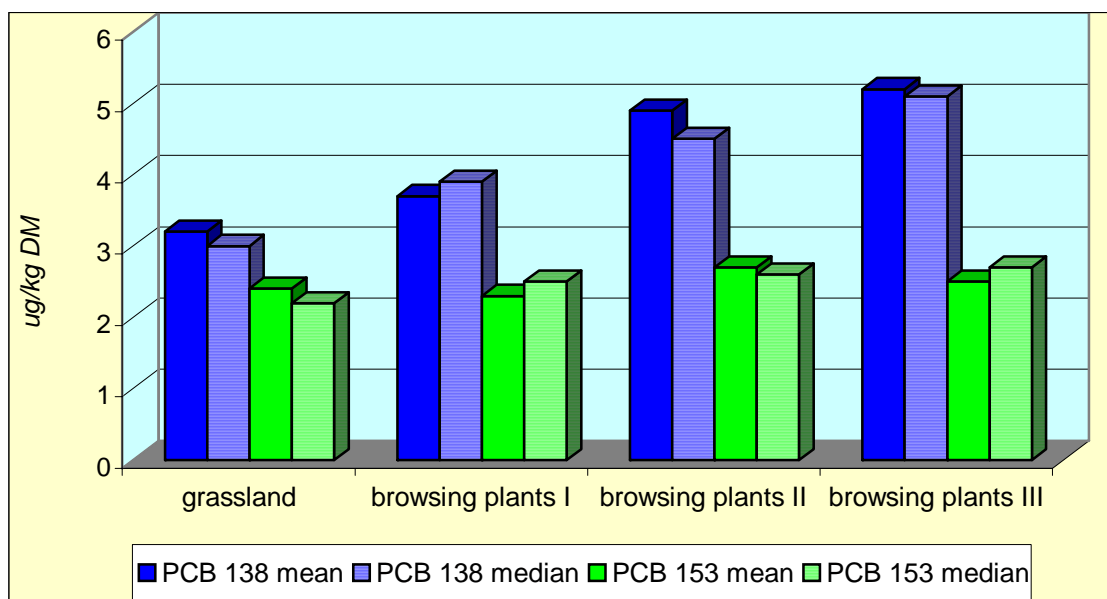
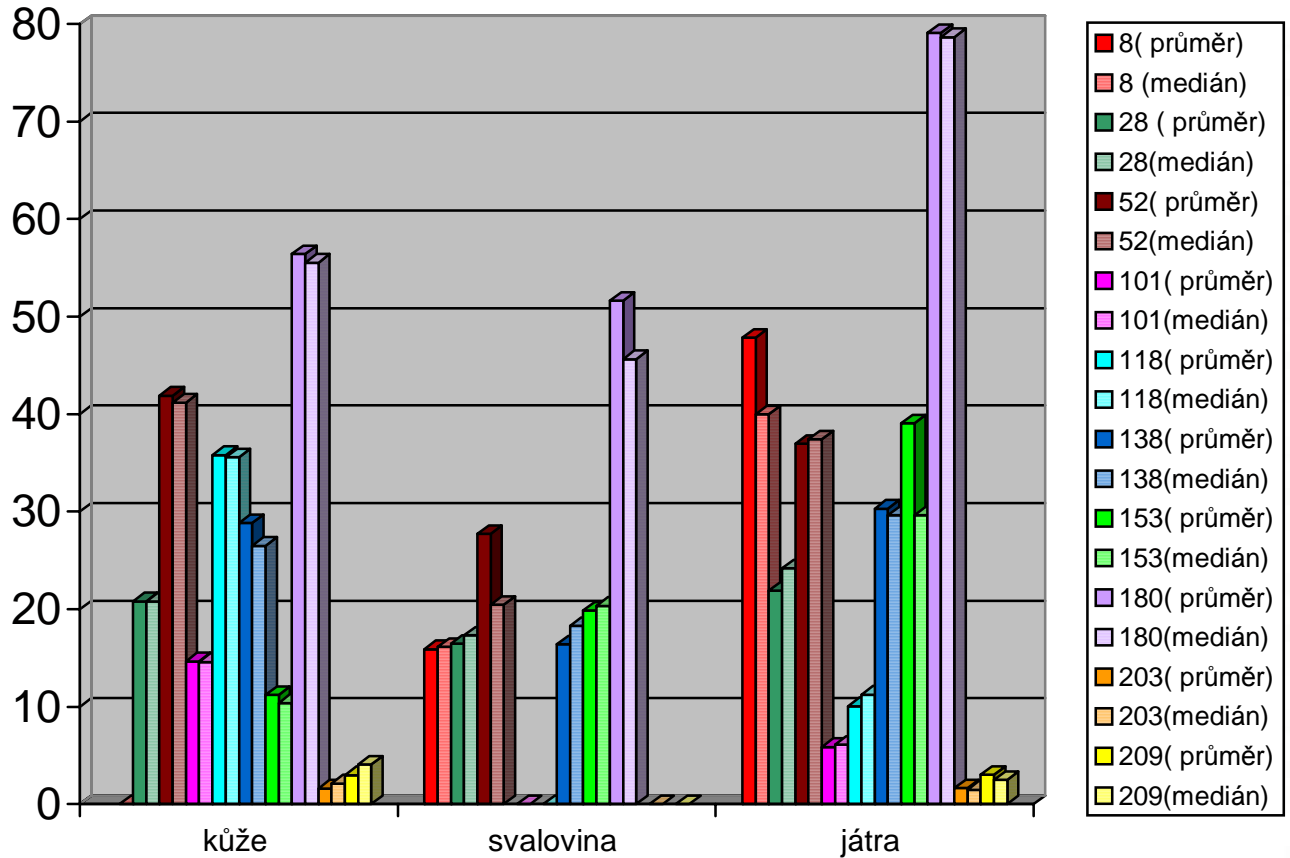
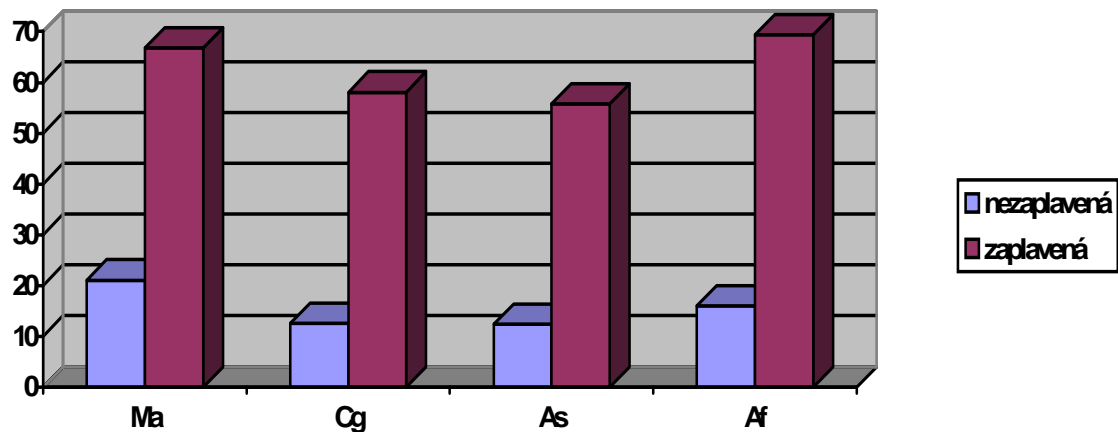


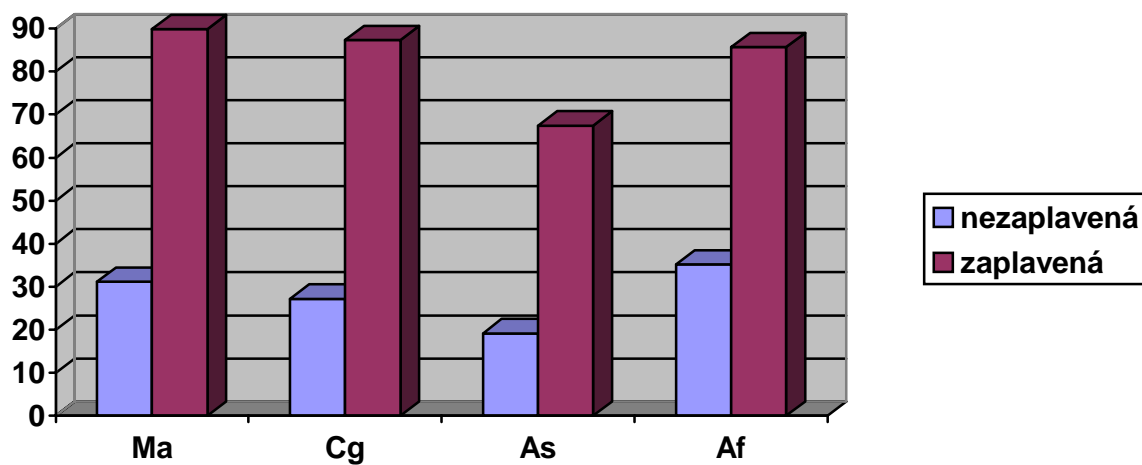
Fig. 10. Concentration of high-chlorinated PCBs in browsing plants



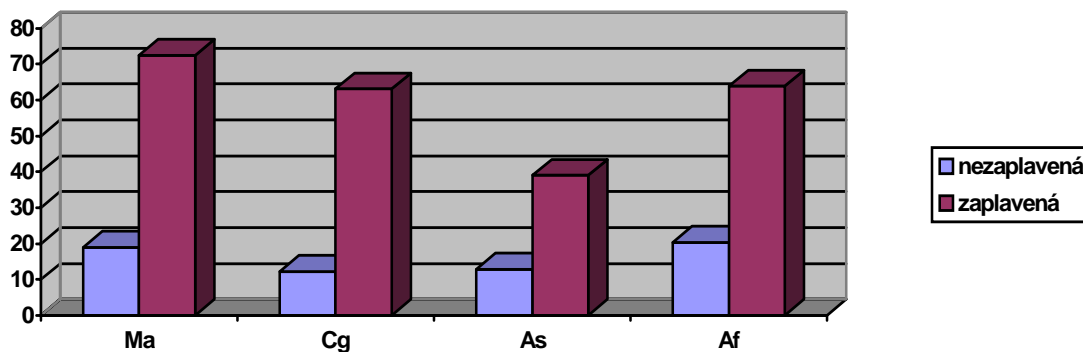
Graf 11: Koncentrace kongenerů PCB ve tkáních drobných zemních savců v

 $\mu\text{g.kg}^{-1}$  tukového podíluGraf 12: Porovnání průměrných hodnot koncentrace kongeneru PCB 138 v tkáních drobných zemních savců v  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  tukového podílu

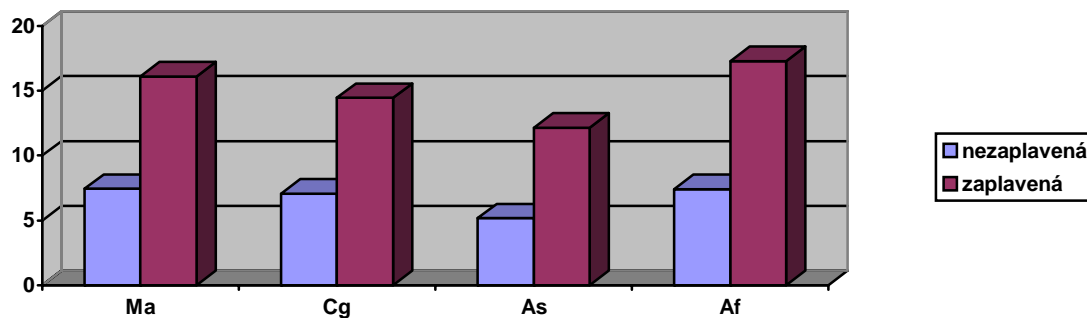
Graf 13: Porovnání průměrných hodnot koncentrace kongeneru PCB 153 v tkáních drobných zemních savců v  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  tukového podílu



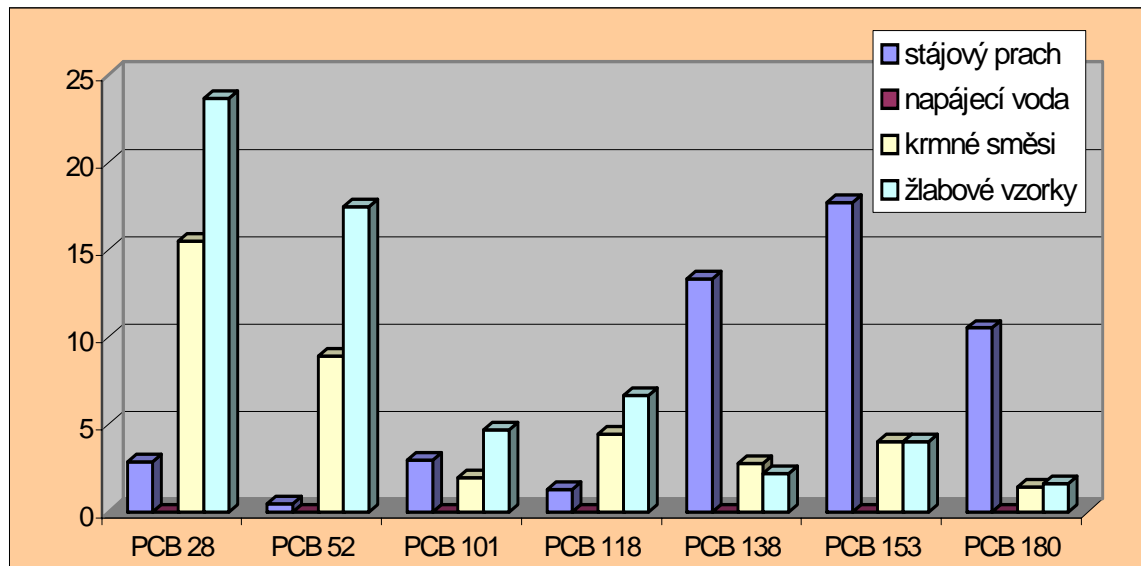
Graf 14: Porovnání průměrných hodnot koncentrace kongeneru PCB 180 v tkáních drobných zemních savců v  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  tukového podílu



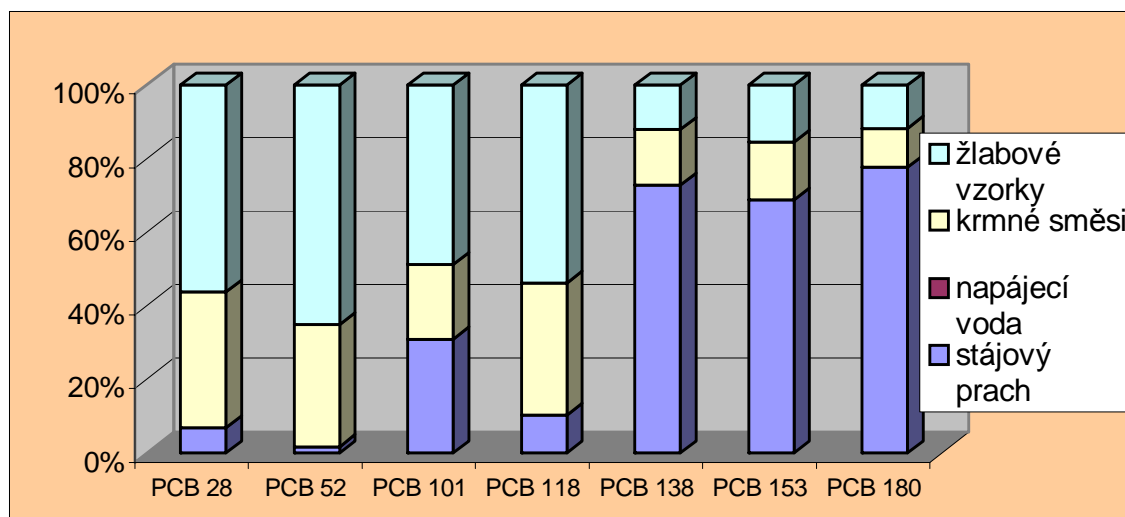
Graf 15: Porovnání průměrných hodnot koncentrace kongeneru PCB 203 v tkáních drobných zemních savců v  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  tukového podílu



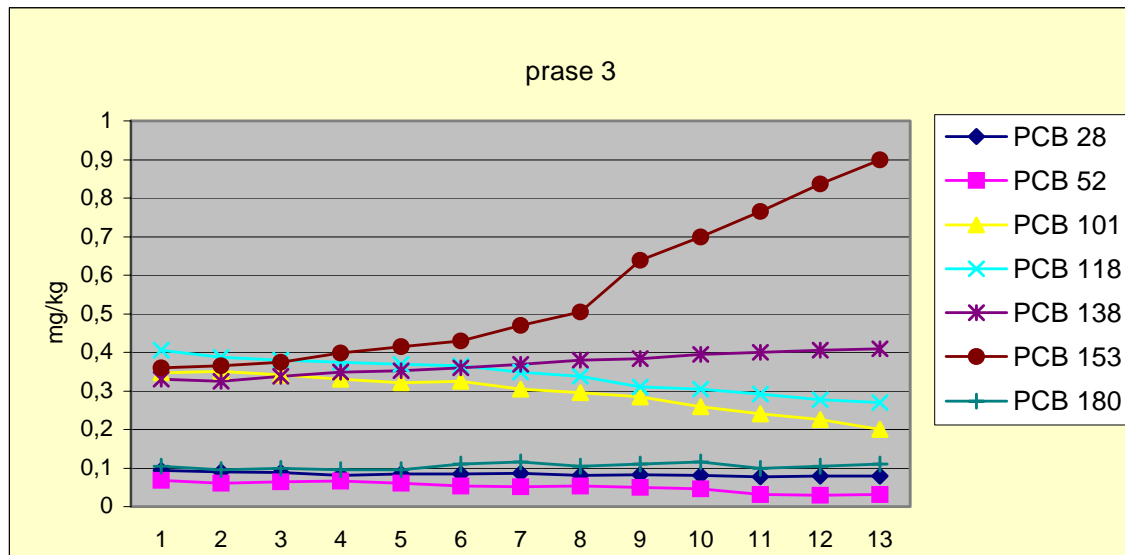
Graf 16: Průměrný obsah indikátorových kongenerů PCB v matricích ze sledovaného stájového prostředí [ $\mu\text{g}/\text{kg}$ ;  $\text{ng}/\text{l}$ ]



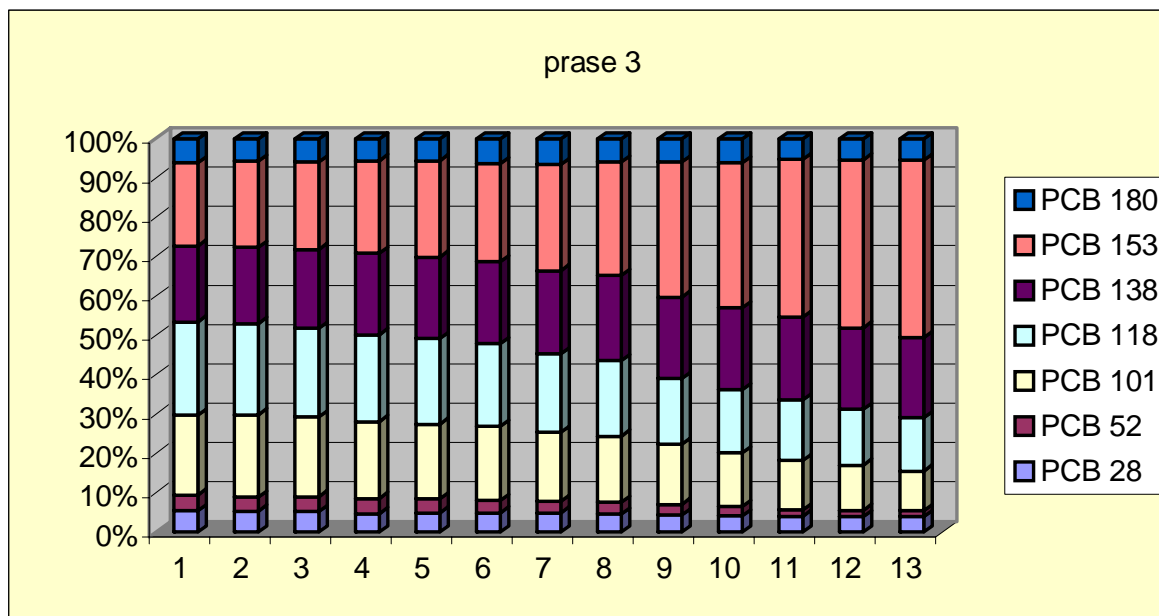
Graf 17: Procentické zastoupení indikátorových kongenerů PCB v matricích ze sledovaného stájového prostředí



Graf 18: Dynamika PCB v krevní plazmě u prasete č. 3; aplikován Delor 103

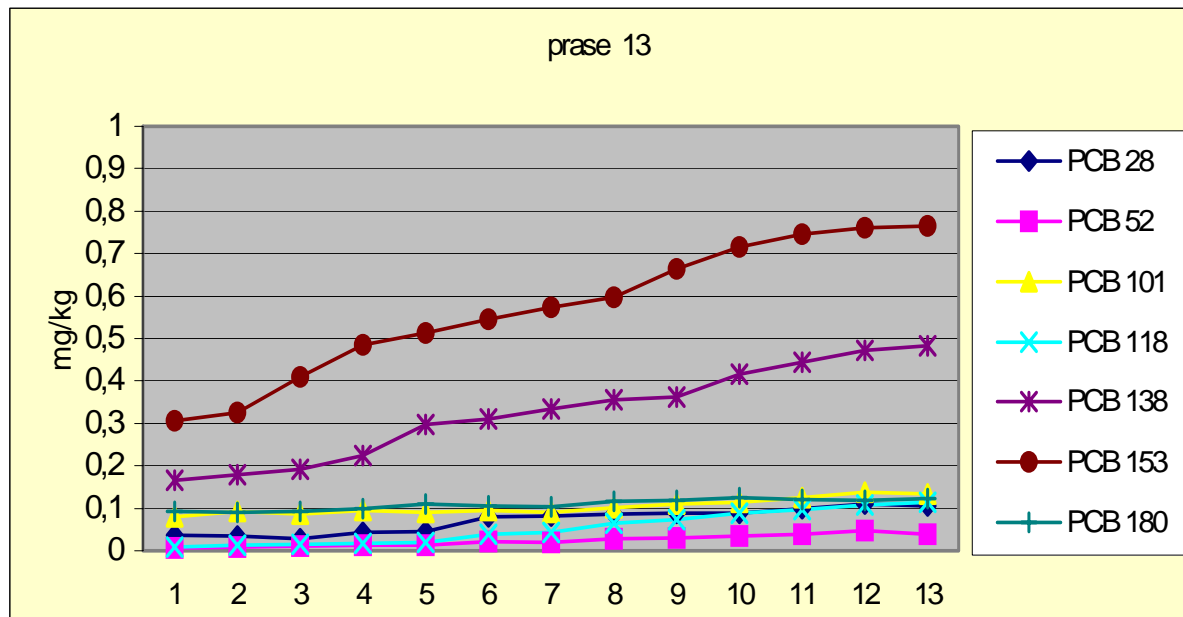


Graf 19: Procentické zastoupení indikátorových kongenerů PCB v krevní plazmě u prasete č. 3; aplikován Delor 103

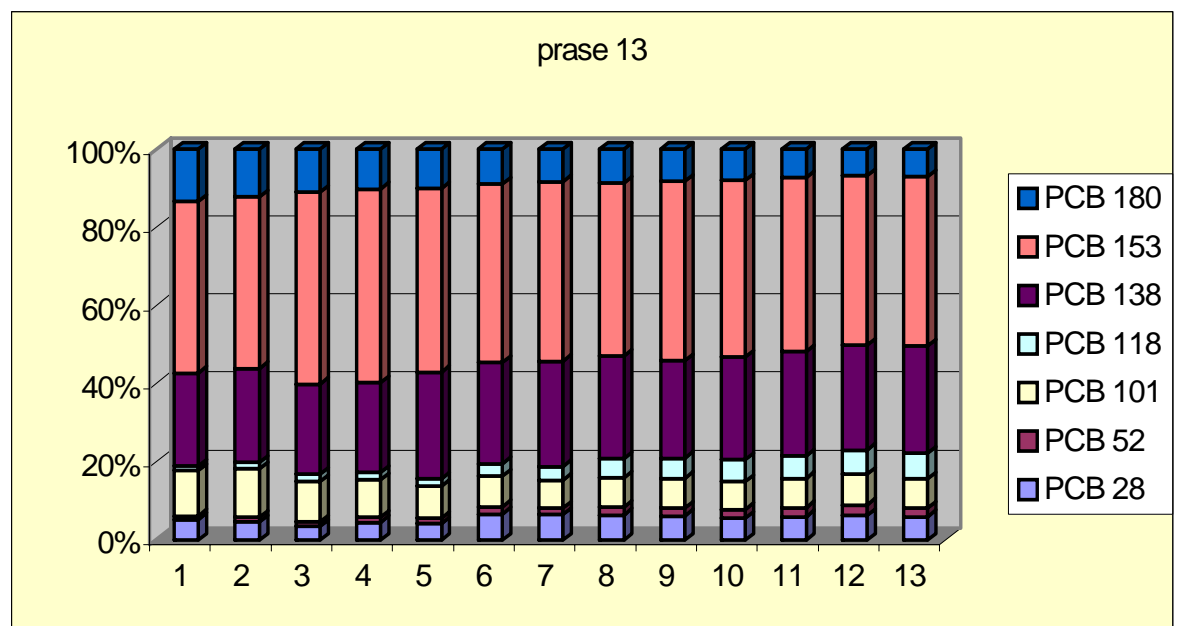




Graf 20: Dynamika PCB v krevní plazmě u prasete č. 13; aplikován Delor 106

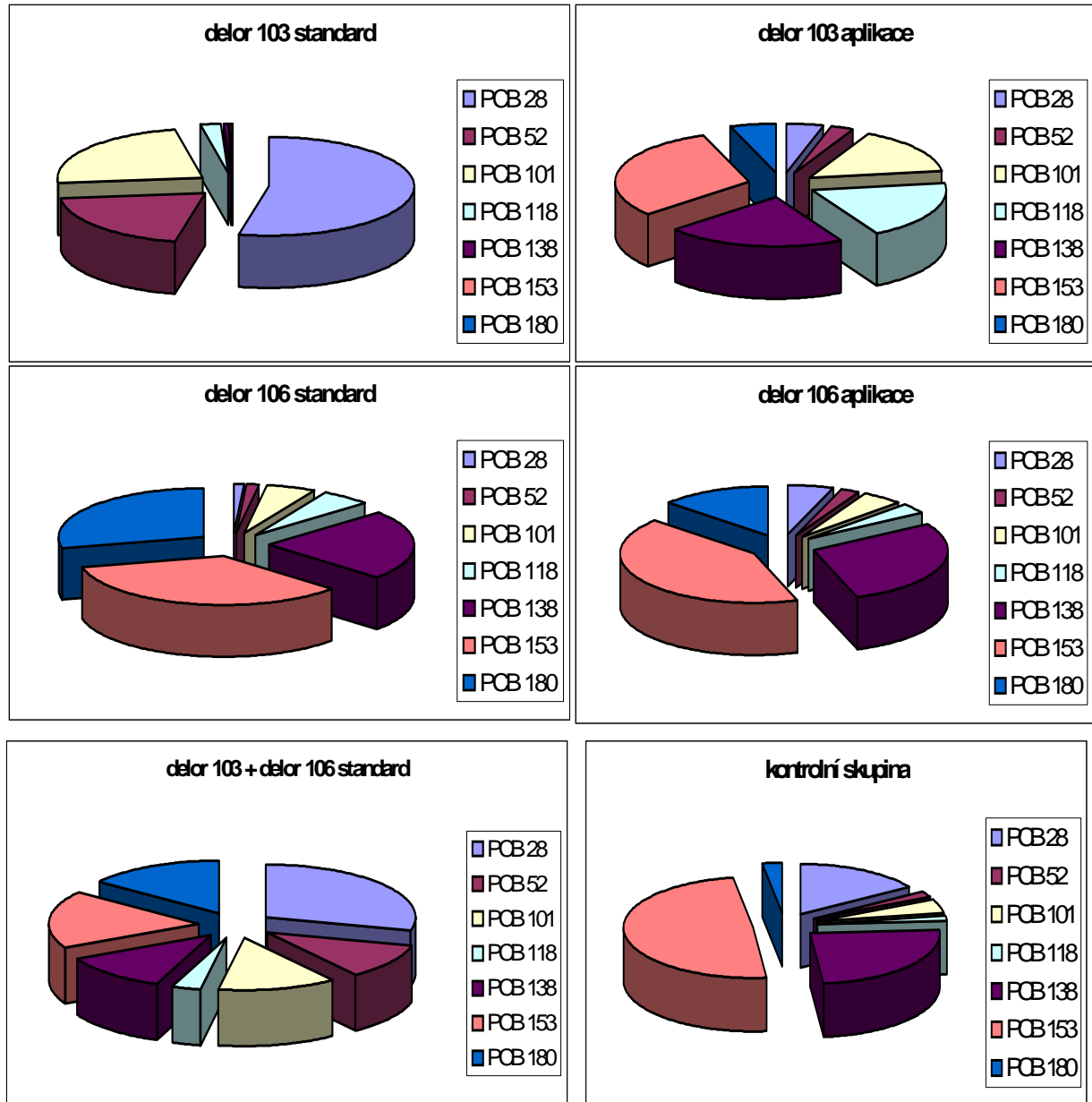


Graf 21: Procentické zastoupení indikátorových kongenerů PCB v krevní plazmě u prasete č. 13; aplikován Delor 106

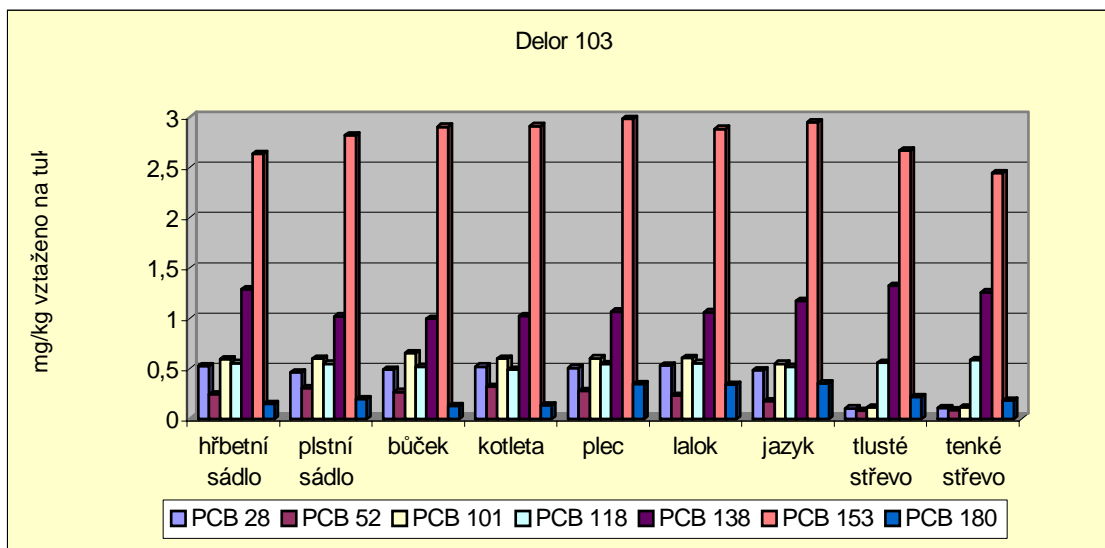




Graf 24: Porovnání Deloru 103 a Deloru 106 s indikátorovými kongenery zastoupenými v krevní plazmě prasat



Graf 25: Průměrný obsah indikátorových kongenerů PCB ve tkáních prasat; aplikován Delor 103



Graf 26: Průměrný obsah indikátorových kongenerů PCB ve tkáních prasat; aplikován Delor 106

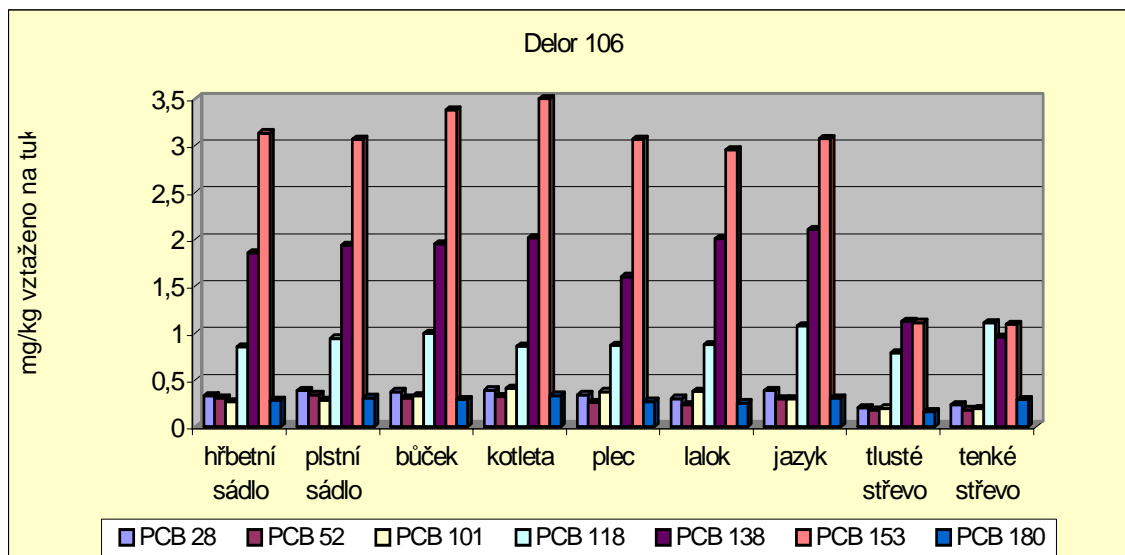


Figure 27: Concentrations of all indicator PCB congeners ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  of f.c)

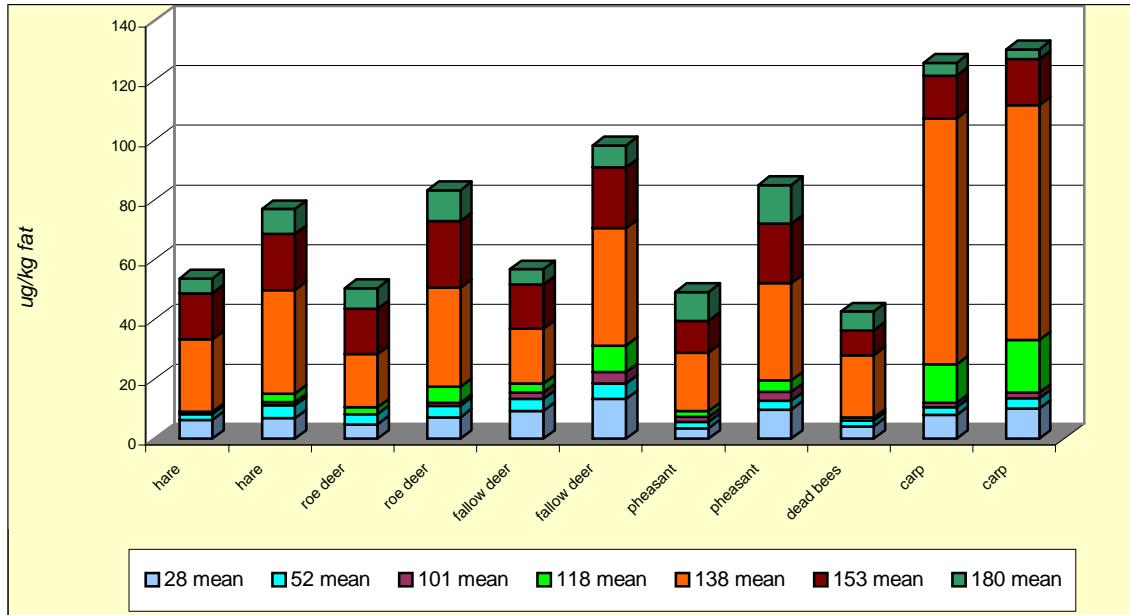
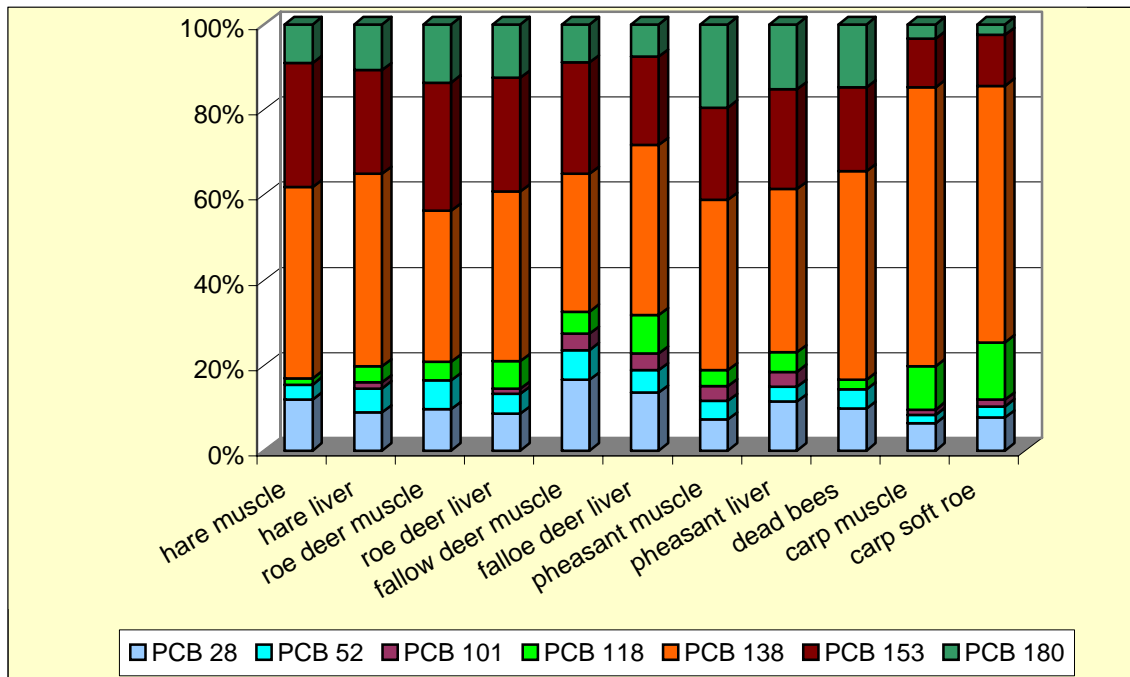


Figure 28: Contents of individual PCB congeners by percentage in all the materials monitored

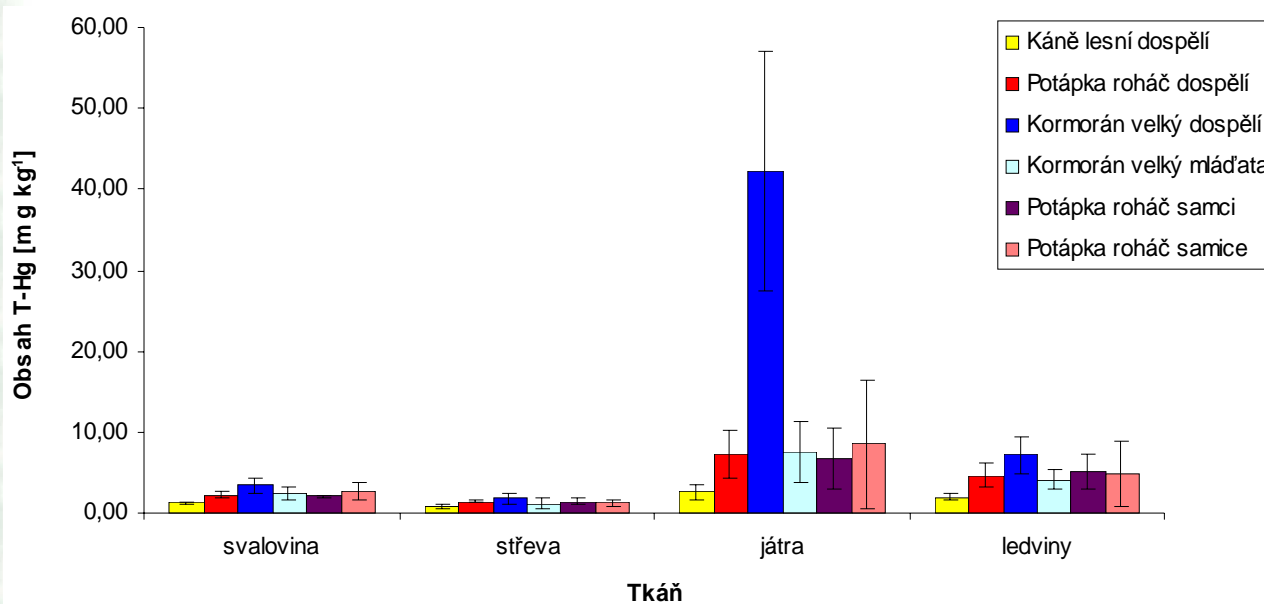


Obsah celkové rtuti (v  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) v játrech kormoránů velkých hnízdících blízko Záhlinic (Česká republika), v Japonsku a Nevadě (Carson River).

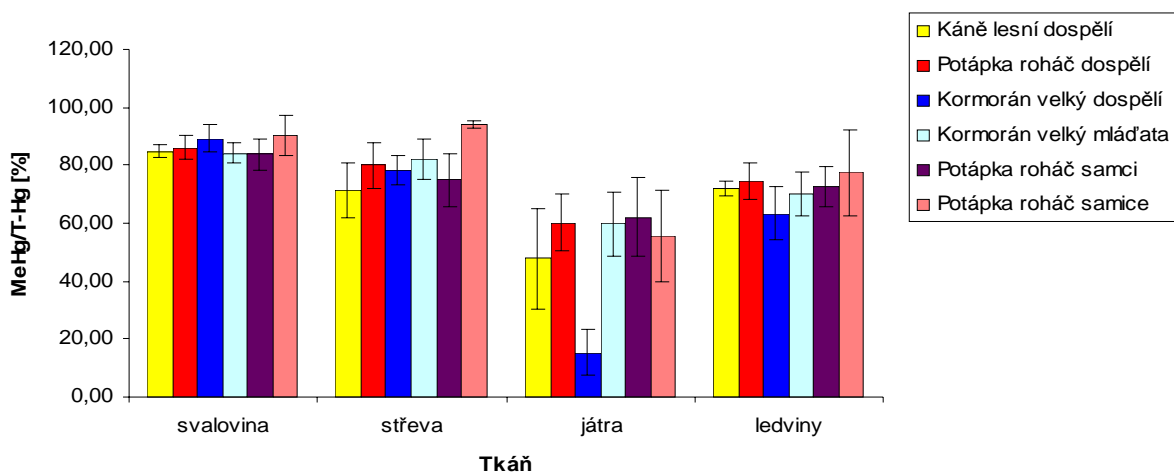
|                                 | Svalovina<br>[ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ] FM <sup>a</sup> | Játra<br>[ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ] FM <sup>a</sup> | Ledviny<br>[ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ] FM <sup>a</sup> |
|---------------------------------|---|---|---|
| <b>Tokyo (Japonsko)</b>         | 0,3 ± 0,2   | 1,2 ± 0,5   | 0,9 ± 0,7   |
| <b>Lake Biwa<br/>(Japonsko)</b> | 0,5 ± 0,2   | 1,7 ± 0,8   | 1,5 ± 1,0   |
| <b>Carson River,<br/>Nevada</b> | -   | 134,8   | 69,4  |
| <b>Záhlinice (ČR)</b>           | 1,0 ± 0,3   | 10,0 ± 8,3  | 2,7 ± 2,1   |

<sup>a</sup> FM – fresh matter

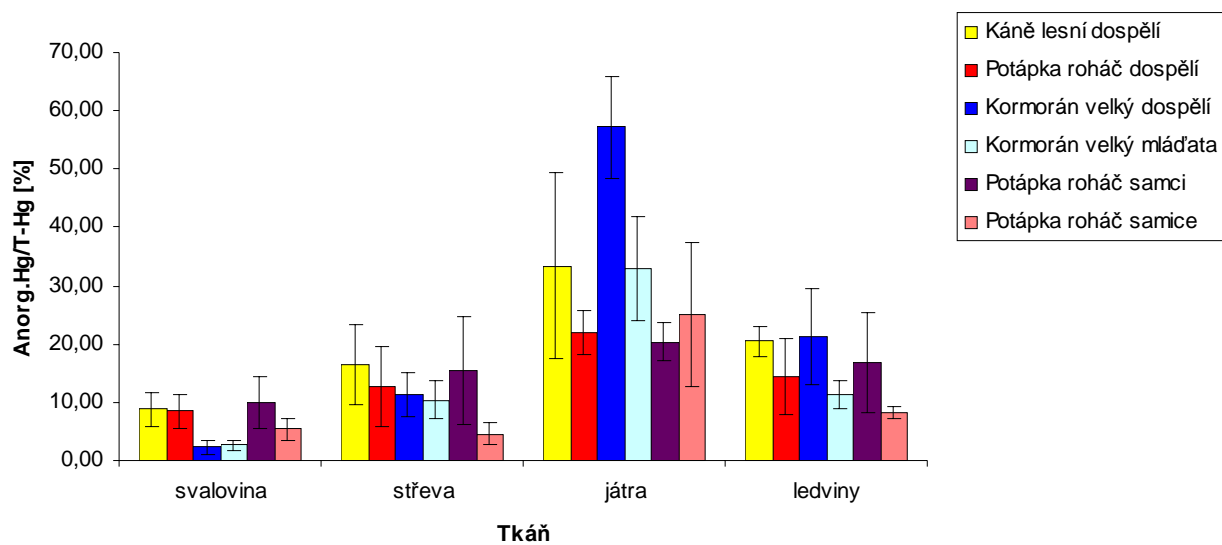
**Graf 29:** Obsah celkové rtuti v analyzovaných tkáních



Graf 30: Závislost MeHg/T-Hg [%] na analyzovaných tkáních



Graf 31: Závislost Anorg. Hg/T-Hg [%] na analyzovaných tkáních



## 7.3 NEJDŮLEŽITĚJŠÍ PUBLIKACE Z TĚTO OBLASTI

1. **VÁVROVÁ, M., ŠUCMAN, E., KOŘÍNEK, P.** : Soil Pollution Assessment in the Vicinity of Roads. In: *Proceedings of the Thirt Biennial International Conference on Monitoring and Measurement of the Envirinment*. Ottawa, Canada, **2000**, p. 333 – 338
2. ŠUCMAN, E., **VÁVROVÁ, M.**, SVOBODNÍK, J.: Study for transfer of risk elements from feed to chicken tissues. In: *Book of papers „Macro and trace elements“*, Schubert – Verlag, Leipzig **2002**, p. 620 – 62
3. **VÁVROVÁ, M., ŠUCMAN, E., KOŘÍNEK, P., ZLÁMALOVÁ GARGOŠOVÁ, H.**: Assessment of ecosystem contamination in flooded areas of Moravia, Czech Republic during the period 1997 – 2001. In: *Book of abstracts ISEAC 32 Conference (International Symposium on the Environment and Analytical Chemistry)*. Plymouth Environmental Research Centre, Plymout, **2002**, p. 79
4. **VÁVROVÁ, M., ŠUCMAN, E., ZLÁMALOVÁ GARGOŠOVÁ, H., KOŘÍNEK, P., ZUKAL, J., ZEJDA, J., SEBESTIÁNOVÁ, N.**: Game animal and small terrestrial mammals – suitable bioindicators for the pollution assessment in agrarian ecosystems. In: *Book of abstracts „The second PCB workshop (Recent Advances in the Environmental Toxicology and Health Effects of PCBs)*. TOCOEN s.r.o., Brno 2002, p. 41
5. **VÁVROVÁ, M., ŠUCMAN, E., ZLÁMALOVÁ GARGOŠOVÁ, H., NAVRÁTIL, S., PALÍKOVÁ, M., SVOBODNÍK, J.** Assessing contamination levels a reservoir on the basis of the determination of xenobiotics in fish. In: *Book of abstracts 7<sup>th</sup> Regional Meeting of the Central and Eastern European Section „Trends and advances in environmental chemistry and ecotoxicology“*, MU Brno, Czech Republic. Brno, 2002, p. 69
6. **VÁVROVÁ, M., ZLÁMALOVÁ GARGOŠOVÁ, H.** Distribution of polychlorinated biphenyls into the pig tissues. In: *Book of abstracts 7<sup>th</sup> Regional Meeting of the Central and Eastern European Section „Trends and advances in environmental chemistry and ecotoxicology“*, MU Brno, Czech Republic. Brno, 2002, p. 70
7. KOLÁŘOVÁ, I., BEKLOVÁ, M., **VÁVROVÁ, M.** Determination of ecotoxicity of a freshwater ecosystem contaminated by high-risk elements. In: *Book of abstracts 7<sup>th</sup> Regional Meeting of the Central and Eastern European Section „Trends and advances in environmental chemistry and ecotoxicology“*, MU Brno, Czech Republic. Brno, 2002, p. 174
8. **VÁVROVÁ, M., ZLÁMALOVÁ GARGOŠOVÁ, H., ŠUCMAN, E., VEČEREK, V., KOŘÍNEK, P.** Posouzení sekundární kontaminace agrárních ekosystémů ve vztahu ke zjištěným koncentracím v potravním řetězci. In: *Sborník prednášok z medzinarodnej vedeckej konferencie „Ekotoxikologia, diagnostika, životné prostredie a veterinárna prax*. Lesnica, chata Pieniny 2002, s.1 – 6.
9. **VÁVROVÁ, M., ŠUCMAN, E., ZLÁMALOVÁ GARGOŠOVÁ, H.**: Kontaminace půdy polyaromatickými uhlovodíky (PAH). (Contamination by polyaromatic hydrocarbons of soil). In: *Zborník (Proceedings) z XI. Medzinárodného sympózia „O ekológii vo vybraných aglomeráciach Jelšavy – Lubeníka a Stredného Spiša*, Hrádok 2002, p. 195 – 199.
10. **VÁVROVÁ, M., ZLÁMALOVÁ GARGOŠOVÁ, H., ŠUCMAN, E. (2002)** : Impact of environmental pollution of the contamination of locally grown roughages. *Acta Vet. Brno*, 71,no.3, p. 261 – 272
11. **VÁVROVÁ, M., ZLÁMALOVÁ GARGOŠOVÁ, H.** Posuzování kontaminace stájového prachu organickými polutanty (Assessment of contamination of stable dust by



- organic pollutants) In *Sborník referátů „Ochrana zvířat a welfare 2002“*. VFU Brno. **2002**. s. 272 – 275
12. **VÁVROVÁ, M.,** PITRUNOVÁ, H., STRATIL, J., ŠUCMAN, E., ZLÁMALOVÁ GARGOŠOVÁ, H.: Kontaminace krmiv v oblasti ekosystémů Nový Dvůr a Nový Jičín. (Contamination in feed in Nový Dvůr and Nový Jičín ecosystems.) In: *Sborník z konference s mezinárodní účastí „V. Kábrtovy dietetické dny“*, Brno **2003**, p. 147 – 151
  13. **VÁVROVÁ, M.,** JIRUŠKOVÁ, J., STOUPALOVÁ, M., KREJČÍ, M., NAVRÁTIL, S., PALÍKOVÁ, M., Assessment of transfer of xenobiotics in water ecosystem. *Animal Protection And Welfare* **2003**. Brno 2003. p. 213
  14. **VÁVROVÁ, M.,** ŠUCMAN, E., ZLÁMALOVÁ GARGOŠOVÁ, H., NOVÁK, P., Posouzení sekundární kontaminace masa pocházející ze zatíženého ekosystému. In: *Sborník referátů z konference s mezinárodní účastí XXXIII. „Lenfeldovy a Hökelovy dny“*, Brno, VFU Brno, **2003**, s. 25 – 32
  15. **VÁVROVÁ, M.,** ZLÁMALOVÁ GARGOŠOVÁ, H., ŠUCMAN, E., VEČEREK, V., KOŘÍNEK, P., ZUKAL, J., ZEJDA, J., SEBESTIÁNOVÁ, N., KUBIŠTOVÁ, I. (**2003**): Game animal and small terrestrial mammals – suitable bioindicators for the pollution assessment in agrarian ecosystems. *Fresen. Environ. Bull.*; 12(2):165 – 172
  16. **VÁVROVÁ, M.,** ŠUCMAN, E., ZLÁMALOVÁ GARGOŠOVÁ, H., KOŘÍNEK, P. (**2003**): Plant bioindicators as a tool for evaluation of agrarian ecosystems. *Fresen. Environ. Bull.*; 12(2):219 – 226
  17. **VÁVROVÁ, M.,** ZLÁMALOVÁ GARGOŠOVÁ, H., ŠUCMAN, E., KRÁČMAR, S. (**2003**): The use of blood plasma as a suitable bioindicator to monitor the levels of PCBs in pig tissues. *Fresen. Environ. Bull.*; 12(8):876-882
  18. **VÁVROVÁ, M.,** ŠUCMAN, E., ZLÁMALOVÁ GARGOŠOVÁ, H., STOUPALOVÁ, M., JIRUŠKOVÁ, J., NAVRÁTIL, S., PALÍKOVÁ, M. (**2003**): Assessing contamination levels a reservoir on the basis of the determination of xenobiotics in fish. *Fresen. Environ. Bull.*; 12(8):901-905
  19. KOLÁŘOVÁ, I., BEKLOVÁ, M., **VÁVROVÁ, M.** (**2003**): Determination of ecotoxicity of a fresh water ecosystem contaminated by risk elements. *Fresen. Environ. Bull.*; 12(8):848-851
  20. **VÁVROVÁ, M.,** ZLÁMALOVÁ GARGOŠOVÁ, H., ŠUCMAN, E., VEČEREK, V., KOŘÍNEK, P., ZUKAL, J., ZEJDA, J., SEBESTIÁNOVÁ, N., KUBIŠTOVÁ, I. (**2003**): Game animal and small terrestrial mammals – suitable bioindicators for the pollution assessment in agrarian ecosystems. *Fresen. Environ. Bull.*; 12(2):165 – 172
  21. **VÁVROVÁ, M.,** ŠUCMAN, E., ZLÁMALOVÁ GARGOŠOVÁ, H., KOŘÍNEK, P. (**2003**): Plant bioindicators as a tool for evaluation of agrarian ecosystems. *Fresen. Environ. Bull.*; 12(2):219 – 226
  22. **VÁVROVÁ, M.,** ZLÁMALOVÁ GARGOŠOVÁ, H., ŠUCMAN, E., KRÁČMAR, S. (**2003**): The use of blood plasma as a suitable bioindicator to monitor the levels of PCBs in pig tissues. *Fresen. Environ. Bull.*; 12(8):876-882
  23. **VÁVROVÁ, M.,** ŠUCMAN, E., ZLÁMALOVÁ GARGOŠOVÁ, H., STOUPALOVÁ, M., JIRUŠKOVÁ, J., NAVRÁTIL, S., PALÍKOVÁ, M. (**2003**): Assessing contamination levels a reservoir on the basis of the determination of xenobiotics in fish. *Fresen. Environ. Bull.*; 12(8):901-905

24. KOLÁŘOVÁ, I., BEKLOVÁ, M., **VÁVROVÁ, M. (2003)**: Determination of ecotoxicity of a fresh water ecosystem contaminated by risk elements. *Fresen. Environ. Bull.*; 12(8):848-851
25. **VÁVROVÁ, M.**, ŠUCMAN, E., ZLÁMALOVÁ GARGOŠOVÁ, H., KOŘÍNEK, P., Evaluation of PCB contamination in fresh-water ecosystem in the period between 1997 and 2003. In *Abstracts book of 12th „International Symposium on Environmental Pollution and its Impact on Life in the Mediterranean Region“*. Antalya, Turkey 2003. P. 219.
26. DOBŠÍKOVÁ, R., JIRUŠKOVÁ, J., CUPÁKOVÁ, Š., BEKLOVÁ, M., **VÁVROVÁ, M.**, Assessment of environmental risk from wastewater on the basis of direct toxicity tests and chemical analysis. In *Abstracts book of 12th „International Symposium on Environmental Pollution and its Impact on Life in the Mediterranean Region“*. Antalya, Turkey 2003. P. 353.
27. **VÁVROVÁ, M.**, ŠUCMAN, E., STOUPALOVÁ, M., JIRUŠKOVÁ, J., Fish as a possible bioindicators of the water environment. In *Book of abstracts „Persistent Toxic Substances Contamination of the European Region“, the first workshop*. Brno 2003, p. 223
28. ŠUCMAN, E., **VÁVROVÁ, M.**, PALÍKOVÁ, M., PÁČ, J., MAHROVÁ, M., KOŘÍNEK, P. Assessment of Contamination Level in Reservoáre Based on the Determination of heavy Metals in Fish. In: *Macro and trace Elements*, Second Volume. ISBN 3-929526-79-4, ISSN 1430-9637. 22nd Workshop Jena 2004. p1618-1623.
29. ŠUCMAN, E., PÁČ, J., FILGASOVÁ, M., **VÁVROVÁ, M.** Sample Preparation Requirements for Voltammetric Determination of Trace Elements in Biological matrice. In: *Book of Abstracts, Trends in Sample Preparation 2004*, ISBN 3-901351-81-7, Seggau Castle, Austria 2004, p. 47.
30. ŠUCMAN, E., **VÁVROVÁ, M.**, JIRUŠKOVÁ, J., STOUPALOVÁ, M., PÁČ, J. Assessment of Contamination Level in Water Reservoir Based on the Determination of Xenobiotics in Fish. In: *CD EnviroAnalysis2004*. Toronto, Canada, 2004.
31. VÁVROVÁ, M., ŠUCMAN, E., ZLÁMALOVÁ GARGOŠOVÁ, H. Plant and animal bio-indicators used for the assessment of the environmental contamination by PCBs. . In: *CD EnviroAnalysis2004*. Toronto, Canada, 2004.
32. **VÁVROVÁ, M.**, ŠUCMAN, E., ZLÁMALOVÁ GARGOŠOVÁ, H., **VEČEREK, V.** Využití bioindikátorů při hodnocení úrovně znečištění agrárních ekosystémů. In *XII mezinárodní sympóziium o Ekológii vo vybraných aglomeráciách Jelšavy – Lubeníka a Stredného Spiša*. Hrádok, 2003, s. 83 – 92. ISBN 80-88985-94-3.
33. **VÁVROVÁ, M.**, ŠUCMAN, E., VRÁBLÍKOVÁ, J., ZLÁMALOVÁ GARGOŠOVÁ, H., STOUPALOVÁ, M. Kontaminace půdy z oblasti revitalizovaných dolů PAH a PCB. In *Proceedings of the XIII Scientific Symposium with Interenational Participation „On Ecology in Selected Agglomerations of Jelšava – Lubeník and Central Spiš“*. Hrádok, 2004, s. 113 - 117. ISBN 80-8077-010-7.
34. KUBIŠTOVÁ, I., **VÁVROVÁ, M.**, LITERÁK, I. (2003): Polychlorinated biphenyls in raptor and owl eggs in the Czech Republic. *Vet. Med. – Czech*; 48(12):363 - 398