

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta lesnická a dřevařská

Katedra myslivosti a lesnické zoologie



Vybrané vlivy působící na populaci zajíce polního (*Lepus europaeus*)

Vedoucí práce: Doc. Ing. Jaroslav Slamečka, CSc.

Autor: Ing. Vladimír Němec

obor: Fakulta lesnická a dřevařská

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem disertační práci vypracoval samostatně, přičemž jsem uvedl všechny literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpal.

V Praze dne 23.5.2014

Ing. Vladimír Němec

Poděkování:

Děkuji svému školiteli, doc. Ing. Jaroslavu Slamečkovi, CSc., za metodické vedení a cenné rady, všem kolegům, kteří mi jakkoli byli nápomocni při terénních odběrech vzorků a jejich vyhodnocení. Dále bych rád poděkoval Povodí Moravy za cenné materiály a všestrannou pomoc při analýzách povrchových vod.

Abstrakt	6
Abstract	7
Úvod.....	8
1. Zajíc polní (<i>Lepus europaeus</i> Pall.)	12
1.1. Zajíc polní jako bioindikátor antropogenní zátěže krajiny.....	14
2. 1. Biochemické a somatické změny	14
2. 1. 1. Změny v hematologických hodnotách zajíce polního	14
2. 1. 2. Změny hladiny vápníku a fosforu v krevním séru zajíce polního	15
2. 1. 3. Změny hodnoty plazmových bílkovin zajíce polního	15
2. 1. 4. Změny obsahu glykosaminoglykanů v rohovce zajíce polního v závislosti na znečištění prostředí průmyslovými imisemi a agrochemikáliemi	15
2. 1. 5. Změny v reakci moči zajíce polního ve vztahu k průmyslovým imisím a chemizaci zemědělství.....	16
2. 2. Patomorfologické změny vnitřních orgánů	17
3. 3. Vývojové a populační změny	18
3. 3. 1. Změny v rychlosti tělesného vývoje zajíce polního	18
3. 3. 2. Změny rychlosti osifikace distální části kosti loketní u zajíce polního	18
3. 3. 3. Sexuální index	18
3. 3. 4. Rozmnožovací koeficient (určený podle poměru věkových tříd v podzimní populaci)	18
3. 3. 5. Závislost vážnosti parazitárních invazí na znečištění prostředí.....	18
4. Zajíc polní a různé typy znečištění.....	19
4. 1. Zajíc polní ve vztahu k toxikologicky významným chemickým prvkům	19
4. 2. Zajíc polní ve vztahu k fluoridům a jiným nekovům	20
4. 3. Zajíc polní ve vztahu k pesticidům a polychlorovaným bifenylům	21
5. Metodika.....	21
5. 1. Zájmové území	21
5. 2. Materiál.....	23
5. 2. 1. Terénní sběrná místa.....	23
5. 3. Stanovení obsahu těžkých kovů	23
5. 4. Patomorfologická vyšetření.....	24
5. 5. Parazitologická vyšetření.....	24
5. 6. Laboratorní vyšetření.....	24

5. 6. 1. Stanovení obsahu těžkých kovů	24
5. 6. 2. Zatížení vodních ploch ve sledované lokalitě	26
5. 6. 3. Patomorfologická vyšetření	27
5. 6. 4. Parazitologická vyšetření	27
6. Statistická vyhodnocení.....	28
7. Výsledky.....	29
7. 1. Biochemické a somatické změny	29
7. 1. 1. Stanovení těžkých kovů	29
7. 1. 2. Patomorfologické (patohistologické) změny	44
7. 1. 3. Parazitologická vyšetření	45
8. Diskuze.....	47
8.1. Stanovení těžkých kovů.....	47
8. 2. Patomorfologické změny	51
8. 3. Parazitologická vyšetření.....	53
9. Závěr.....	54
Literatura	56
Přílohy	69

Abstrakt

Práce se zabývá vybranými vlivy působící na populaci zaječí zvěře ve sledované lokalitě. Zajíc polní (*Lepus europaeus* Pall.) je dosud intenzivně využíván jako bioindikátor pro své bioindikační vlastnosti. Ve sledované lokalitě Jihomoravského kraje okolí Prušánek bylo zjištěno, sběrem vzorků, pitvami a následným laboratorním vyšetřením zatížení tohoto druhu těžkými kovy: rtuť v ledvinách $2,908 \text{ mg.kg}^{-1}$ a v játrech $1,615 \text{ mg.kg}^{-1}$, kadmium v ledvinách $2,0932 \text{ mg.kg}^{-1}$ a v játrech $0,3777 \text{ mg.kg}^{-1}$, olovo v ledvinách $0,308 \text{ mg.kg}^{-1}$ a v játrech $0,4535 \text{ mg.kg}^{-1}$. Nad povolený limit poživatin bylo v ledvinách 8,70% vzorků a v játrech 18,43% vzorků.

Pro zjištění zatížení životního prostředí těžkými kovy, bylo použito laboratorní měření těžkých kovů ve vodách povodí Moravy, kde olovo bylo zjištěno i v V. třídě, kadmium i ve IV. třídě a rtuť ve III. třídě hodnocení profilů.

U 832 vyšetřených jedinců bylo diagnostikováno 14 případů nádorů, což je 1,7%. Jedním z hlavních důvodů se jeví odbourávání toxických prvků.

Jako nejčastější paraziti intestinálního traktu byli zjištěni zástupci rodu *Trichostrongylus* a *Trichuris*, vzácněji byl zjištěn výskyt plicnivek rodu *Protostrongylus*, v žaludku rod *Graphidium*, ojediněle z plochých helmitů i tasemnice.

Sledovaná lokalita je poměrně zatížená zkoumanými vlivy více než jiné porovnávané oblasti.

Klíčová slova

Zajíc polní, *Lepus europaeus*, těžké kovy, olovo, kadmium, rtuť, voda, výskyt nádorů, endoparaziti.

Abstract

This thesis deals with selected influences on Brown hare population in selected area. Brown Hare (*Lepus europaeus* Pall.) is still used as bioindicator for its bioindicative properties. It was found, In the monitored area of South Moravian region Prušánky, by collecting samples, autopsy and subsequent laboratory examination content of heavy metals: mercury in kidneys $2,908 \text{ mg.kg}^{-1}$; $1,615 \text{ mg.kg}^{-1}$ in livers, cadmium in kidneys $2,0932 \text{ mg.kg}^{-1}$, $0,3777 \text{ mg.kg}^{-1}$ in livers, lead in kidneys $0,308 \text{ mg.kg}^{-1}$ and $0,4535 \text{ mg.kg}^{-1}$ in livers. Above the limit was 8,70% of kidney samples and 18,43% of liver samples.

To determine the environmental impact of heavy metals, it was used laboratory measurements in the waters of the Morava, where lead was also found in class V, cadmium in IV and mercury in class III. assessment profile.

Of the 832 individuals tested, there were 14 diagnosed cases of tumors, which is 1,8%. One of main reasons seems to be absorption of toxic elements.

Among the most common intestinal parasites there were detected species of genus *Trichostrongylus* and *Trichuris*, rarely nematodes of *Protostrongylus* family. There were also found species of *Graphidium*, sporadically flat helminths and tapeworms.

Monitored location is fairly stressed with heavy metals, more than other monitored areas.

Keywords

Brown Hare, *Lepus europaeus*, heavy metals, lead, cadmium, mercury, water, incidence of tumors, endoparasites.

Úvod

Využití volně žijících živočichů v bioindikaci a ekologickém monitoringu má již velmi dlouhou tradici. Nejprve se uplatnilo v hydrobiologii, a to zejména pokud jde o čistotu vod, kdy se hlavními testovacími živočichy staly druhy a společenstva vodních bezobratlých živočichů, později i obratlovců, včetně ryb. Další oblastí, kde se začala prosazovat bioindikační funkce živočichů, je oblast ohrožení zdraví člověka, případně domácích zvířat xenobiotiky, které se dostávají do potravy prostřednictvím potravních řetězců.

Savci a ptáci vylučují podstatnou část toxických prvků, zejména rizikových těžkých kovů, močí a trusem (Johnson et al. 1974 in Nováková 1984, Miki 1959 aj.). Analýza moči se v pracovním lékařství úspěšně používá při monitorování zátěže kadmii (Tohyama et al. 1981). Prvky se rovněž ukládají do kožních derivátů, takže byly hledány souvislosti mezi perorálním a respiračním příjmem těchto prvků a jejich koncentracemi v srsti, vlasech i peří. Bylo prokázáno, že neexistuje vždy a u všech živočichů dokonalá korelace mezi dynamikou obsahu chemických prvků v srsti a v tělních orgánech, např. v játrech, ledvinách nebo krvi (Bencko et al. 1977, Pavelka a Šebesta 1982). Byla však nalezena souvislost mezi koncentracemi některých prvků ve vlasech a intoxikacemi lidí (Johnson et al. 1974, Corridan 1974, Obrusník a Bencko 1979). Poznatky o kumulaci těžkých kovů v kožních derivátech a paroží zvířat volně žijících v oblastech znečištěných průmyslovými úlety byly popsány před téměř před 70 lety (Prell 1937) a později opětovně potvrzeny (Sawická-Kapusta 1978). Pozornost se však soustřeďovala na metabolicky aktivní tkáň volně žijících obratlovců, a to zejména v souvislosti se znečištěním prostředí kadmii, olovem a výfukovými plyny (Hunter a Johnson 1982), méně průmyslovými škodlivinami (Pavelka a Šebesta 1982, Tataruch 1986). Začal se sledovat i obsah některých prvků, zejména fluoru, arsenu, kadmia a olova v tělním pokryvu zvěře (Kleiningner 1983, Maňková 1982), ačkoliv u domácích zvířat se deponování olova pokládalo za vhodný indikační činitel již dříve. Byly využity i muzejní exponáty k analýze peří zrnokřavých ptáků a zpětnému monitoringu kontaminace prostředí rtutí z mořeného osiva (Johnels et al. 1979).

Také v České republice byl tento trend včas zachycen. Využitím volně žijících živočichů, zejména zvěře, se začala zabývat především Dr. ing. E. Nováková, DrSc., kolem níž se vytvořila významná a svého času široce uznávaná bioindikační škola. Výsledkem vědecké činnosti této bioindikační skupiny je dlouhá řada publikací vesměs shrnutých v práci Novákové (1987). Je zde charakterizována bioindikace jako soubor informací o působení a

přítomnosti některých xenobiotik a jejich působení na zvěř. To se může projevit kolísáním stavů zvěře, výkyvy v tělesné kondici a změnami na vnitřních orgánech, případně reprodukci. V poslední době se bioindikační metody uplatňují v ekologickém monitoringu, tj. v cílevědomém sledování složek a prvků krajinného systému nebo činitelů jeho stavu (Kameník et al. 1993).

Ekologický monitoring je zaměřen dvěma základními směry (Nováková 1987):

- 1) Na soustavné sledování vybraných antropogenních zásahů do krajiny, na tzv. impaktní monitoring, kde hlavní místo zaujímá sledování ekotoxikologických změn zejména ve vztahu ke znečištění prostředí průmyslovými imisemi a agrochemikáliemi.
- 2) Na soustavné sledování vývojových tendencí a změn v dynamické ekologické rovnováze krajinných systémů a jejich jednotlivých složek. Změny druhové početní a strukturální skladby volně žijících živočišných společenstev totiž vypovídají komplexně o stavu krajinného systému a jsou nezastupitelnými ukazateli zejména tam, kde převažují kulturní, intenzivně obhospodařované porosty. V těchto případech se zejména živočišná společenstva stávají citlivým ukazatelem jejich ekologické charakteristiky.

Pro soustavné sledování ekotoxikologických poruch v krajině jsou vhodné živočišné druhy, které reagují na přítomnost nebo působení škodliviny v prostředí podobně jako lidská populace. Testovací druh by měl mít několik vzájemně se mnohdy vylučujících vlastností:

vyskytovat se v hojném počtu ve všech stanovištních podmínkách přirozených i kulturních až umělých;

vyznačovat se značnou stálostí základních fyziologických hodnot, případně morfologických znaků, s malou ekologickou plastičností ve vztahu k přírodním stanovištním podmínkám;

záhy a zřetelně reagovat na sledovaného antropogenního činitele nebo na procesy v prostředí;

být vůči tomuto prostředí tolerantní, tj. přežívat i dlouhodobé a intenzivní působení dané škodliviny;

mít dosti rychlý metabolismus, aby se projevil i vliv škodlivin přítomných i v malých koncentracích;

žít dostatečně dlouho, aby se mohly projevit i důsledky chronických zátěží;

mít rychlý sled pokolení, aby se včas daly zjistit genetické změny, popř. vrozené poruchy a deformity, které se objevují teprve, když škodlivina působí na několik generací téže populace;

být věrný nevelkému osobnímu území, aby byla jistota, že zjištěné odchylky vznikly v přesně vymezeném prostředí;

být neustále vystaven působení sledovaného činitele, a to jak přímo, tak prostřednictvím potravy;

být snad dosažitelný, aby se mohla dělat sériová vyšetření za shodných časových a prostorových podmínek;

být tak velký, aby se nemuselo používat mikro- a ultramikroanalytických metod při zpracování individuálních odběrů;

patřit do okruhu druhů, u nichž byly již stanoveny hlavní základní fyziologické, biometrické a populační hodnoty;

nebýt ovlivněn chovy v umělých podmínkách prostředí.

Podle výsledků výzkumu splňuje většinu těchto požadavků především zajíc polní (*Lepus europaeus* Pall.), který byl a je doposud pro tyto účely intenzivně využíván. V dřívější době byl hojný ve všech typech naší kulturní krajiny. K rapidnímu poklesu stavů došlo koncem 70. let a jeho současný stav vykazuje značné výkyvy mezi jednotlivými populacemi. Přesto i dnes jsou stavy v ČR na úrovni dostačující k provádění monitoringu zátěže krajiny cizorodými látkami organického (izomery HCH, analoga DDT, kongenery PCB, deriváty kyseliny ftalové) i anorganického charakteru (chemické prvky).

Vzhledem k silnému početnímu úbytku zajíců byly testovány a využívány i jiné druhy obratlovců. Pomineme-li ptáky, osvědčily se i další druhy savců, u nichž byla zjišťována nejen kumulace různých prvků, ale např. i biochemické a somatické změny, vývojové a populační změny i parazitární invaze, a to v závislosti na znečištění prostředí:

Srnec obecný (*Capreolus capreolus*), který má však podstatně větší teritorium a menší i pomalejší rozmnožovací schopnost než zajíc polní (Nováková a Hanzl 1965, 1973, 1985, Páv et al., 1982).

Jelen evropský (*Cervus elaphus*), který má podobné vlastnosti jako srnec obecný (Ašmera et al. 1989, Sedláček et al. 1991, Valach et al. 1993).

Drobní zemní savci, kteří mají obdobné bioindikační vlastnosti jako zaječí zvěř, ale ještě podstatně menší osobní teritoria. Jedná se zvláště o druhy jako hraboš polní (*Microtus arvalis*) a myšice křovinná (*Apodemus sylvaticus*), jak uvádějí Obrusník a Paukert (1984), Bejček (1982, 1986), Paukert a Obrusník 1986a, 1986b). Ve studiích horských oblastí byla pozornost přesunuta na hraboše mokřadního (*Microtus agrestis*) (Paukert 1993, Rychnovský 1995), méně pozornosti bylo pak věnováno norníkovi rudému (*Clethrionomys glareolus*) (Rychnovský a Nápravník 1990). U posledně uváděného druhu drobných savců bylo diagnostikováno i nádorové onemocnění vaječníků z oblasti TANAPu (Bukovjan et al. 1995).

Menší pozornost byla věnována i dalším druhům volně žijících živočichů, zvláště zvěři druhu sika (*Cervus nippon*) a muflonům (*Ovis musimon*) při studiu fluorózy (Kierdorf et al. 1996). Obsahem rizikových chemických prvků se zabývali rovněž u zvěře Páv et al., (1988), Bukovjan et al. (1990 a,b, 1991). O výskytu chronické panikulitidy představované diagnostikováním kurvilamelárního ceroidu i tukové tkáni a výskytem těžkých kovů u ondatery pižmových (*Ondatra zibethicus*) pojednává příspěvek Karpenka a Bukovjana (1995). Obsah radionuklidů cézia z oblasti jižních Čechách) byl zjišťován u daňčí, jelení i černé zvěře (Bukovjan et al. 1995).

Cílem disertační práce bylo :

vyhodnotit koncentrace rizikových prvků olova, kadmia a rtuti ve vybraných orgánech zajíce polního;

vyhodnotit výsledky patomorfologických vyšetření tkání zajíce polního;

vyhodnotit napadení zajíce polního některými druhy parazitů;

získané výsledky porovnat s dostupnou literaturou.

Porovnat zatížení zajíce polního olovem se zatížením krajiny tímto prvkem při použití zatížení povrchových vod;

1. Zajíc polní (*Lepus europaeus* Pall.)



Obr. 1. Zajíc polní

Zdroj: David Baird 2009 CC:BY-SA

Za zemi prapůvodu rodu *Lepus* – praví zajíci, je považována Severní Amerika, odkud se pravděpodobně ve starších třetihorách, kdy ještě existovalo propojení mezi kontinenty, postupem času rozšířili do dalších oblastí světa, nabízejících jim odpovídající životní podmínky (Thenius 1972).

Jiné prameny uvádějí, že kolébkou druhu mohlo být území dnešního Egypta, střední Evropu pravděpodobně osídlil druh již před dobou ledovou, odkud ho postupující zaledňování evropského světadílu vytlačilo až do teplých krajů Afriky. Z Afriky do Evropy se po ústupu ledovce, přibližně snad v době římské expanze do Afriky, vrátil spolu s římskými legiemi. Předpokládá se, že někteří příslušníci legií, po návratu z Afriky určení ke kolonizování Británie, si tato zvířata brali s sebou, pravděpodobně jako chutný zdroj potravy (leporária). V následujících staletích zaječí zvěř pravděpodobně z Británie expandovala do západní, střední a jižní části Evropy. Následně, v průběhu věků osídlovala další a další oblasti směrem na východ a sever. V současnosti jsou zástupci druhu *Lepus europaeus* Pall. s největší pravděpodobností nejvíce rozšířeným druhem na světě, neboť jej nacházíme téměř ve všech světadílech, do nichž se přirozenou cestou rozšířili (kromě Antarktidy). Do Austrálie, Jižní Ameriky a na Nový Zéland byl druh uměle zaváděn pomocí importu z jiných zemí, za účelem oživení přírodního prostředí, v němž byl nedostatek lovné zvěře, sloužící jako zdroj potravy tamnímu obyvatelstvu (Kučera et al. 2006).

V současnosti uplynula již více než dvě století od doby, kdy ruský zoolog a botanik německého původu, člen Akademie věd v Petrohradě (1767), akademik Pjotr Simon Pallas (1741–1811), jako první popsal, určil druh a pojmenoval zajíce latinským názvem *Lepus europaeus*, Pallas, (1778).

Prapůvod zajíce však není zatím zcela objasněn. Předpokládá se, že se pravděpodobně vyvinuli z primitivních hmyzožravců, někdy začátkem třetihor. Nálezy kostí zástupců rodu *Lepus* pocházejí z pliocénu. Dalším studiem geneze tohoto druhu se došlo k závěru, že nejbližšími příbuznými zajíců jsou kopytníci. Ještě v nedávné době, byl zajíc v některých učebnicích zoologie uváděn jako zástupce řádu hlodavců, i když již v roce 1912 byli zajíci pokládáni za samostatný řád (*Lagomorpha*). Nové poznatky ukázaly, že se zajíci od hlodavců zřetelně odlišují nejen druhým párem malých hlodáků v horní čelisti, ale rozdílný je i mozek, žvýkací svalovina, embryogenese a výsledky sérologických rozborů (Kučera et al. 1989).

1.1. Zajíc polní jako bioindikátor antropogenní zátěže krajiny

Tento druh drobné zvěře splňuje většinu požadavků na vhodný testovací druh. V poslední době jsou negativem jeho nízké početní stavy oproti minulosti. Jak uvádí Nováková (1987), tehdejší četnost se pohybovala relativně ve velkém rozpětí 10–100 kusů/100 ha. Zaječí zvěř se zdržuje i v těsném sousedství urbanizovaných a maximálně deteriorizovaných ploch, jako jsou výsypky po těžbě uhlí či povrchové doly. V přírodě se dožívá obvykle 4–5 let, pohlavně dospívá již v 6–8 měsících a má 3–4 vrhy do roka, takže lze snadno sledovat jedince různě staré a tedy i různě dlouho vystavené zátěži.

Věk se zpravidla rozlišuje na dva stupně, třídu mladých (juvenilních) a třídu starých (adultních). Využívá se při tom terénní palpační metody (Stroh 1931). Jde však pouze o orientační metodu, při které nelze v době honů postihnout jedince narozené v zimních a prvních jarních měsících. Přesnou metodu určování stáří zaječí zvěře dle počtu a stavu adhezních linií mandibuly uvádějí Ciberej a Maraček (1990), po úpravě ji lze s úspěchem použít i u jiných druhů zvěře, konkrétně u lišky obecné (*Vulpes vulpes*) i jezevce lesního (*Meles meles*) (Bukovjan – ústní sdělení 2014).

Osobní teritorium zaječí zvěře je poměrně malé. V minulosti bylo zjištěno, že ani mladí jedinci v 80–90 % případů nemigrují dále než do 2 km od místa narození (Pielowski 1972). Tento druh je maximálně vystaven nepřetržitému znečištěnému prostředí. Neustále žije na povrchu, většinou v porostech, které jej shora nekryjí a při pohybu zviřuje spady zachycené na přirozené vegetaci, kterou je nucen v pastevních cyklech spásat. Má značnou spotřebu – asi 0,30 kg čerstvé zelené hmoty na kilogram živé hmotnosti. Velkou výhodou je i fakt, že je nejbližší příbuzný králíka, který je klasickým laboratorním zvířetem, takže nálezy na zajíci se snadno dají interpretovat a zobecňovat pro potřeby humánní a veterinární medicíny v oblasti monitoringu zdraví (Miková a Nováková 1979, 1980, Nováková a Dušek 1983). Jako snad nejvýznamnější bioindikační druh byl v ČR využit v nejrůznějších směrech. Mezi ně patří především:

2. 1. Biochemické a somatické změny

2. 1. 1. Změny v hematologických hodnotách zajíce polního

Průměrné hodnoty hemoglobinu, hematokritu a barevné koncentrace výrazně kolísaly v závislosti na globálních podmínkách prostředí (vegetační stupně) a na znečištění prostředí

průmyslovými imisemi. Byla prokázána zvýšená methemoglobinémie u zaječích populací z oblastí intenzivní chemizace zemědělství. Zdál se tedy být perspektivním bioindikačním ukazatelem zátěže krajiny dusitany a dusičnany (Koudela et al. 1984, Páv et al. 1994, Nováková 1987, Bukovjan a Karpenko 1991).

Zajímavé je, že onemocnění se vyskytuje doposud, jeho akutní forma se však oproti předchozím obdobím vyskytuje u zaječí zvěře jen velmi vzácně, takže celkově lze konstatovat pokles výskytu methemoglobinémie (Bukovjan et al. 2011).

2. 1. 2. Změny hladiny vápníku a fosforu v krevním séru zajíce polního

V Čechách se ukázalo, že v krevním séru zajíců hladina vápníku klesala významně s intenzitou znečištění prostředí smíšenými imisemi, a to o 10–30 % oproti kontrolním vzorkům, více u jedinců mladých než dospělých, více u samic než u samců (Nováková a Roubal 1973). Hladina fosforu se přitom ještě významněji zvyšovala o polovinu, někdy o více než dvojnásobek, výrazněji u dospělých kusů a u samců. Úměrně tomu se zmenšoval poměr Ca : P. Největší výkyvy (negativní v případě vápníku a poměru Ca : P), pozitivní v případě fosforu se vyskytly v imisním pásmu elektráren.

2. 1. 3. Změny hodnoty plazmových bílkovin zajíce polního

Rozbor hodnot těchto proteinů u zaječí zvěře z oblastí různě kontaminovaných průmyslovými úlety neodkryl ve volné přírodě tak výrazné změny, jakých bylo dosaženo v laboratorních podmínkách nebo u domácích zvířat. Prokázal však pravidelné zvýšení relativní hodnoty gamma-globulinu a dosti pravidelný pokles poměru albuminu ke globulinům, které lze využít k bioindikaci (Nováková et al. 1973). Nutno připustit i fakt, že poklesy celkové bílkoviny byly popsány i u subklinické formy aflatoxikózy B1 zaječí zvěře (Bukovjan et al. 1994).

2. 1. 4. Změny obsahu glykosaminoglykanů v rohovce zajíce polního v závislosti na znečištění prostředí průmyslovými imisemi a agrochemikáliemi

Výsledky vyšetření rohovek zajíců z oblastí různě kontaminovaných průmyslovými imisemi a s rozdílnou chemizací zemědělství ukázaly, že oba typy nox působí jako aktivní činitel na obsah glykosaminoglykanů (Miková, Nováková 1986). Na zajíce lze včasné detekovat změny, které se u lidské populace (Miková, Nováková 1979, 1980) nebo velkých hospodářských zvířat mohou projevit až po velmi dlouhé expozici. Zajíc polní jako výlučně suchozemský živočich je totiž trvale vystaven určité prašnosti. Při své běžné aktivitě víří

částice imisí a agrochemikálií sedimentované na rostlinách a navíc při čištění srsti a roztírání výměšku pachových žláz lících a podnosní si je zanáší do oka. Kontaminace rohovky plynými imisemi probíhá většinou prostřednictvím tuhých částic aerosolů jako jejich nosičů. Tato komplexní expozice se ještě zvyšuje typem značně vystouplé rohovky a malou frekvencí mrkacího reflexu. Pro rutinní diagnostiku a bioindikaci však tato metoda vzhledem k pracnosti příliš nevyhovuje.

2. 1. 5. Změny v reakci moči zajíce polního ve vztahu k průmyslovým imisím a chemizaci zemědělství

Posun pH moči ať již doleva nebo doprava není zcela úměrný intenzitě znečištění prostředí. Nemůže tedy ani globálně udávat, do jaké míry je překročena nejvyšší přípustná koncentrace imisí. Poskytuje však představu o tom, zda cizorodé látky v prostředí ovlivňují celkový chemismus organismu. Posuny pH moči by tedy mohly sloužit při hrubém vymezování více či méně závadných pásem, ovšem za předpokladu, že je znám typ znečištění; jednotlivé složky se totiž ve vztahu k pH moči chovají jako inhibitory nebo jako antagonisté (Nováková 1970).

V moči zajíců byla stanovována gravimetricky i volná síra jako síran barnatý. Hodnoty volné síry v moči mají vztah k delšímu až dlouhodobému styku zajíců s úlety obsahujícími sloučeniny síry. V lokalitách na návětrné straně byly zjištěny větší výkyvy volné síry tam, kde šlo o silné emisní zdroje s vysokými komíny. Přitom v kontrolovaném okruhu (do 10 km) byly hodnoty vesměs vysoce signifikantně nadnormální. V lokalitách závětrných byly zjištěny nižší hodnoty volné síry než v lokalitách návětrných (Nováková a Paukert 1980).

Hodnoty obsahu fluoru v moči zajíců stoupaly, podobně jako tomu bylo u volné síry, s vážností znečištění průmyslovými imisemi, přičemž rozdíly hodnot z lokalit kontaminovaných a kontrolních byly vesměs vysoce signifikantní. Absolutně nejvyšší hodnoty fluoru byly zjištěny v aglomeraci těžkého průmyslu na bázi hnědého uhlí a obdobně vysoké i v zázemí velkoměst, a to dokonce v lokalitách sloužících jako rekreační území (Průhonický park). Proto bylo sledování obsahu fluoru v moči zajíců spolu se sledováním obsahu volné síry zařazeno mezi doporučené metody ekologického monitoringu v rámci regionální stanice GEMS (Nováková a Paukert 1979).

2. 2. Patomorfologické změny vnitřních orgánů

Patomorfologickou problematikou volně žijících živočichů se zabývali např. Páv et al. (1985), Bukovjan et al. (1988), Solčiansky (1989), Páv a Bukovjan (1989), Šebová et al., (1990), Karpenko a Bukovjan (1992b), Kameník et al. (1993). V těchto uvedených pracích se poukazuje na možný vliv exogenních činitelů, včetně cizorodých látek na organismus zvěře. Následující autoři věnovali pozornost kazuistice, charakteru a frekvenci nádorových onemocnění možných přirozených bioindikátorů (Flux 1965, Hoffmann a Morl 1985, Karpenko a Bukovjan 1992a). Někteří z nich poukazují na možnost vlivu zatíženosti ekosystému na výskyt benigních nádorových onemocnění (Páv 1985, Karpenko a Bukovjan 1992b, 1993, Bukovjan et al., 1993).

Patomorfologickými nálezy diagnostikovanými na reprodukčním aparátu zaječí zvěře se zabývali Semizorová (1987), Bukovjan et al. (1988), Karpenko a Bukovjan (1991) na Slovensku pak i Ciberej (1992) a Šebová et al. (1990).

Komplexní vyšetření, která přinášejí poněkud jiný pohled na stav populace zajíce polního než sledování posunu hodnot určitého parametru, vypovídají o celkovém nárůstu patomorfologických změn. U zajíců odlovených na lokalitách středních a částečně i jižních Čech bylo v letech 1981–83 zjištěno 76,8 % jedinců s tímto nálezem různého charakteru a rozsahu. V r. 1961 to bylo pouze 65 % vyšetřených zajíců. Nejvíce postiženým orgánem byla játra (43 %), dále plíce (29 %) a nadledviny (28 %).

U zajíců ulovených v letech 1981–84 ve středních Čechách byly stanoveny hladiny vybraných těžkých kovů a byly podány patohistologické nálezy. Průměrná hladina olova v játrech činila $0,79 \text{ mg.kg}^{-1}$ (rozmezí $0,05\text{--}3,0 \text{ mg.kg}^{-1}$) a v ledvinách $0,72 \text{ mg.kg}^{-1}$. Průměrná hladina kadmia v játrech dosáhla $0,46 \text{ mg.kg}^{-1}$ ($0,01\text{--}1,9 \text{ mg.kg}^{-1}$) a v ledvinách $1,18 \text{ mg.kg}^{-1}$. Průměrná koncentrace sumy rtuti v játrech činila $0,47 \text{ mg.kg}^{-1}$ ($0,004\text{--}3,42 \text{ mg.kg}^{-1}$) a v ledvinách byla podstatně vyšší – $0,69 \text{ mg.kg}^{-1}$. Celkem u 81 % vyšetřených jedinců byly zjištěny patohistologické nálezy různého charakteru a rozsahu, postihující převážně více orgánů téhož jedince. Některé změny ovšem byly reparabilní. Nejčastěji byla postižena játra (49,7 %), plíce (31 %) a ledviny (24,6 %). Na základě těchto poznatků bylo konstatováno, že se jedná o obraz chronického zatěžování organismu komplexem různých negativních faktorů (Páv a Márová 1988).

3. 3. Vývojové a populační změny

3. 3. 1. Změny v rychlosti tělesného vývoje zajíce polního

Analýzou hmotnosti oční čočky jako ukazatele věku a hmotnosti těla mladých zajíců bylo zjištěno, že ve znečištěných oblastech, zvláště vážně kontaminovaných smíšenými imisemi, byla snížena rychlost tělesného vývoje, což se ve finále projevilo poklesem hmotnosti). Rozdíly ve tvaru růstových křivek v závislosti na druhu a intenzitě znečištění prostředí však nejsou tak výrazné, aby mohly být účelně využity v bioindikaci a ekologickém monitoringu zátěže krajiny (Nováková 1984).

3. 3. 2. Změny rychlosti osifikace distální části kosti loketní u zajíce polního

Zde byla především prokázána snížená rychlost osifikace kosti loketní v oblastech znečištěných smíšenými průmyslovými imisemi. Zajíc polní reaguje na toto znečištění podobně jako exponovaná dětská populace a rychlost osifikace tedy může být využita v bioindikaci potenciálního ohrožení obyvatel v imisních zónách (např. Nováková a Dušek 1983 in Nováková 1987, Kříž et al. 1976 aj.).

3. 3. 3. Sexuální index

Sexuální index mladé části populace potvrzuje hypotézu o převaze samic v kontaminovaném prostředí. Projevuje se tak větší odolnost samic savců vůči působení některých toxických látek v ovzduší. Sexuální index adultní složky populace to však nepotvrzuje. Obdobně tomu je při rušení rekreační činnosti a trvalým provozem (Nováková a Hanzl 1965).

3. 3. 4. Rozmnožovací koeficient (určený podle poměru věkových tříd v podzimní populaci)

Rozmnožovací koeficient se neosvědčil jako možný ukazatel rušivého vlivu rekreační činnosti a trvalého provozu. Ukázalo se, že antropogenní zátěž nemá vliv na populační dynamiku zajíce polního, jak se dříve všeobecně předpokládalo (Nováková a Hanzl 1974, Pielowski a Raczyński 1976 aj.).

3. 3. 5. Závislost vážnosti parazitárních invazí na znečištění prostředí

Bylo prokázáno, že znečištění prostředí působí na odolnost savců i ptáků, což je doloženo u bažanta obecného (*Phasianus colchicus*) a jeho napadení srostlicí trvalou, *Syngamus trachea* (Nováková a Dušek 1974).

U zajíce polního bylo zjištěno, že s rostoucím znečištěním prostředí imisemi až do určitého stupně klesá intenzita invaze hlísty a kokciemi. Při překročení kritické kontaminace (např. v centru průmyslové aglomerace s povrchovými doly, elektrárnou a petrochemickým průmyslem) opět napadení stoupá, takže vážnost invaze lze vyjádřit dvouvrcholovou křivkou a maximem v oblastech kontrolních a silně kontaminovaných (Jirouš 1979).

4. Zajíc polní a různé typy znečištění

Při průmyslové a zemědělské výrobě i při dopravě se do prostředí dostává vinou nejrozličnějších technologií mnoho sloučenin, čímž se zvyšují jejich koncentrace, které negativně působí na živočichy. V těle savců zasahují do genetického vybavení, metabolických aktivit, hormonální regulace, nervového a imunitního systému. Do prostředí pak unikají např. oxidy dusíku, uhlovodíky, chemické prvky, včetně rizikových těžkých kovů, halogenidy, polévatý prach, ozón a mnoho dalších látek. K nim je třeba připočítat i průmyslová hnojiva, pesticidy a případně deponovanou organickou hmotu znehodnocující mykotoxiny (Moldan et al. 1990). Tím řadou nepřímých cest přes nabídku potravy negativně ovlivňují tělesnou kondici, případně zdravotní stav.

4. 1. Zajíc polní ve vztahu k toxikologicky významným chemickým prvkům

Jak už bylo naznačeno výše, jeden z prvních druhů, u něhož byly hledány stopy antropogenních vlivů na našem území, byl zajíc polní. Impulzem k rozsáhlému výzkumu v 60. a 70. letech minulého století bylo podezření, že poklesy v úlovcích tohoto druhu zvěře jsou odrazem negativních změn v prostředí kulturní krajiny. Proto byla věnována velká pozornost i obsahu těžkých a dalších toxikologicky významných kovů v srsti a vnitřních orgánech. Ve znečištěných oblastech se prokázala širší paleta i kvantitativně významnější výskyt chemických prvků než v lokalitách kontrolních (Nováková a Paukert 1974).

K hrubé orientaci v závažnosti stanovených koncentrací bylo nejčastěji využíváno srovnání s limitem pro potraviny (Páv et al. 1988). Pro arsen je udávaná limitní hranice 0,3 mg.kg⁻¹, kadmium 0,02 mg.kg⁻¹, olovo 1,0 mg.kg⁻¹, rtuť 0,01 mg.kg⁻¹ (Bencko et al., 1995). Dalším vodítkem je také porovnání s hladinami získanými z všeobecně uznávaných kontrolních oblastí a jiných, silně kontaminovaných lokalit (Nováková 1987).

Ve vzorcích srsti zajíce polního z průmyslově exponovaných lokalit (Mostecko) ve srovnání s kontrolní oblastí (Třeboňsko) byl nárůst stanoven u 14 prvků z celkového počtu 18 analyzovaných. Závažným nálezem byla vysoká hladina arsenu (18× vyšší než kontrola: 2,4

mg.kg⁻¹), ale i některých dalších prvků, jejichž role v organismu není zcela vyjasněna (Obrusník a Paukert 1984, Paukert a Obrusník 1986).

Prokázalo se zvýšení kadmia v srsti zajíců v závislosti na znečištění prostředí průmyslem i energetikou a zejména silniční či leteckou dopravou. Ve směsných vzorcích srsti z pozadové hodnoty 0,41 μg.g⁻¹ popelu hodnoty narůstaly až do 2,31 μg.g⁻¹ u jedinců z letiště. Trus zajíců obsahoval ve srovnání se srstí 3–4× více kadmia (Paukert a Nováková 1980, 1982).

Hodnoty olova v srsti zajíců byly vyšší v imisních zónách, statisticky významně zejména v dosahu imisí z dopravy. Průměrné hodnoty v kontrolních vzorcích 34,17 μg.g⁻¹ popelu; vzorky z okolí dálnice a „E“ silnice 59,15 μg.g⁻¹; vzorky z letiště 67,25 μg.g⁻¹ (Nováková a Paukert 1974, 1982, Paukert a Nováková 1979, 1989). Průmyslové znečištění ovlivnilo koncentrace olova v srsti jen nevýrazně. Obsah olova v trusu vykazoval, na rozdíl od kadmia, dosti výrazně závislost na intenzitě průmyslovým znečištěním (kontrola 44,3 μg.g⁻¹ a silné znečištění 60,9 μg.g⁻¹) déle pak dopravou (kontrola 46,9 μg.g⁻¹ v okolí dálnice a silnice vyššího typu „E“ 63,3 μg.g⁻¹). Je třeba si ale uvědomit, že respirační kontaminace organismu je důležitější než gastrointestinální, neboť ze vdechovaného množství olova se resorbuje asi 70–90 % prašných kontaminantů obsahujících riziková xenobiotika, zatímco z perorálního příjmu je to pouze asi 10 % (Kopp 1974).

4. 2. Zajíc polní ve vztahu k fluoridům a jiným nekovům

V 80. letech byl stanoven obsah fluoru v moči zaječí zvěře. Dosaženým výsledkům však nebyla věnována náležitá pozornost. Jak udává Paukert (1988) u jedinců z průmyslově exponovaných lokalit dosáhla průměrná koncentrace fluoridu až 34,0 mg.l⁻¹, zatímco kontrolní úroveň odpovídala hodnotám podstatně nižším (1,22 mg.l⁻¹).

V moči byl také hledán zásadní znečišťující prvek vstupující do organismu v různých sloučeninách v plynné i pevné formě – síra. Hodnoty volné síry v moči stoupaly s úrovní znečištění průmyslovými imisemi. Z kontrolní koncentrace směsného vzorku 1,22 g.l⁻¹ až na 3,11 g.l⁻¹, přičemž ve směsném vzorku z plochy letiště bylo zjištěno až 4,56 g.l⁻¹ (Nováková a Paukert 1979, 1980).

4. 3. Zajíc polní ve vztahu k pesticidům a polychlorovaným bifenylům

Vzhledem k tomu, že tyto toxické látky organického charakteru se v přírodě běžně nevyskytují, ale jsou produkovány především lidskou činností, dochází především k jejich kumulaci v rámci potravních řetězců (Mikeš 1988, Bukovjan et al., 1992 c). V ohnisku zájmu jsou především následující negativní produkty: hexachlorcyklohexan (HCH), hexachlorcyklobenzen (HCB), dichlordifenyltrichloreten (DDT), dichlordifenylidichloreten (DDE), polychlorované bifenyle (PCB), Aldrin a Endrin (Bukovjan et al. 1993).

Např. v letech 1975–78 byl vyšetřen soubor 92 zaječích zvířat pocházejících z více sledovaných lokalit. V játrech byl pozorován v průběhu let pokles obsahu DDT a DDE z hodnoty 0,053 mg.kg⁻¹ až na hranici detekce přístrojové techniky, resp. z 0,024 do 0,022 mg.kg⁻¹. Rezidua HCH kolísala a jevila mírně sestupnou tendenci, a to z 0,014 na 0,009 mg.kg⁻¹. Koncentrace HCB celkově narůstaly od 0,028 do 0,035 mg.kg⁻¹ (Krédl a Breyl 1981).

V rámci uvedeného šetření bylo dále zjištěno, že z 27 uhynulých zajíců po aplikaci Endrinu proti hraboši polnímu bylo 7 jedinců pozitivních. Letální dávka (LD 50) Endrinu 20 pro zajíce je pouze 34,3 mg.kg⁻¹, jak uvádí Janda (1977). V játrech byla nalezena průměrná koncentrace 0,941 mg.kg⁻¹ reziduí toxického endrinu. Po přímé aplikaci Thiodanu byly z deseti úhynů čtyři případy pozitivní s průměrnou koncentrací 0,101 mg.kg⁻¹ endosulfanu alfa v játrech (Krédl a Breyl 1981).

Vyšetření v následujících letech přinesla u zajíců poněkud vyšší hladiny, neboť byla zaměřena především na tukovou tkáň, kde se sledované látky s výraznými liposolubilními vlastnostmi nejvíce deponují. V letech 1983–84 v oblasti středních Čech se například celková koncentrace DDT pohybovala od 0,304 do 0,450 mg.kg⁻¹ (Páv 1985).

5. Metodika

5. 1. Zájmové území

Z hlediska sledování obsahu olova a kadmia byly vyhodnoceny lokality z Jihomoravského kraje (obr. 1), a to z mysliveckých sdružení Prušánky (A, E), Mikulčice (B, F), Moravská Nová Ves (C, G), Starý Poddvorov (D, H) v časovém horizontu let 1996–2000 (E – F – G – H) a od roku 2010 (lokalita A – B – C – D) do roku 2013. Obsah rtuti byl měřen pouze v lokalitě Prušánky v témže časovém horizontu. Tyto výsledky jsou uvedeny v příložených tabulkách (tab. 3, 4, 5)

Z období 2008–2010 byla z Jihomoravského kraje (tab. č. 1) získána i data o kontaminaci prostředí (tedy jakási pozad'ová data), konkrétně vody sledovanými chemickými prvky. Za pozornost rozhodně stojí zjištění, že vody v tomto kraji jsou nejvíce znečištěnými v rámci celé republiky, což lze konstatovat ze Zprávy o stavu znečištění povrchových vod v České republice vydané Ministerstvem životního prostředí ČR (Janovcová 2011), z důvodu vypouštění odpadních vod do řečišť povodí Moravy a starých ekologických zátěží. To potvrzují i výsledky Ministerstva zemědělství ČR ve zprávě o zatížení ryb těžkými kovy z roku 2010, kdy oblast povodí Moravy byla nejvíce kontaminována těžkými kovy (Pokorná et al. 2011).

Tabulka č. 1. Lokace zkoumaných vod Povodím Moravy.

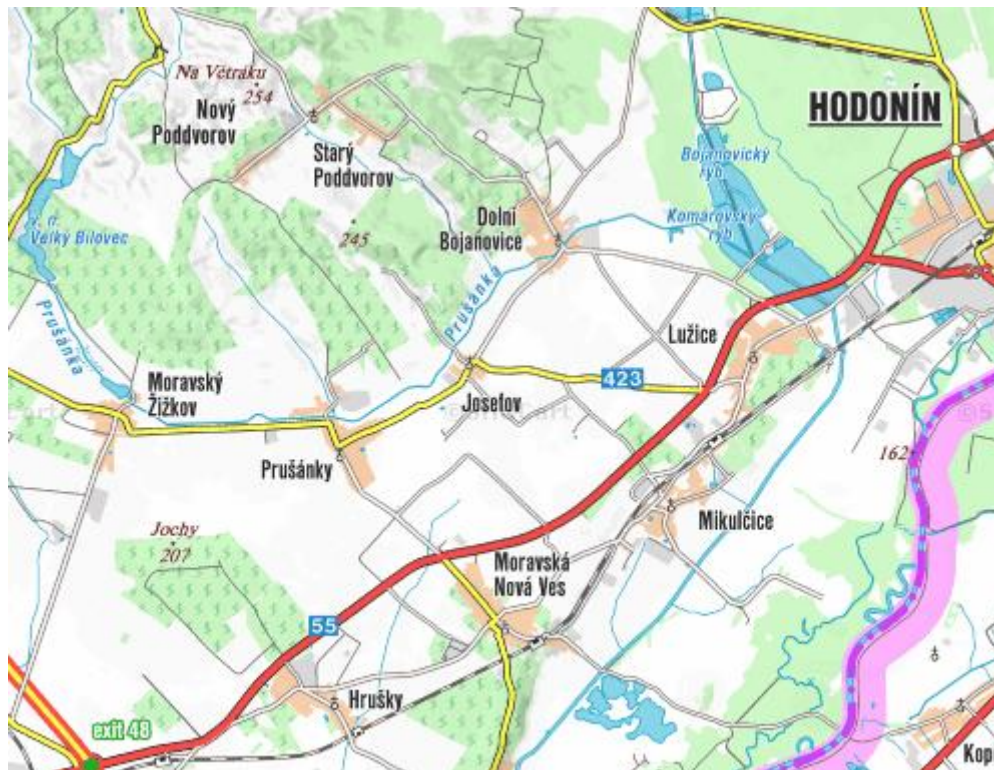
Kód	ČHP	Tok	Profil	WGS84 N	WGS84 E
503-020	4-17-01-1010-0-00	Mutěnický potok	Mutěnice	48,90555	17,03959
503-002	4-17-01-1070-0-00	Prušánka	Josefov u Hodonína	48,84195	17,00609
503-021	4-17-01-1090-0-20	Prušánka	ústí	48,85431	17,07121
KPPKY013	4-17-01-1123-0-00	Kyjovka	Mikulčice	48,80965	17,05732

Z hlediska sledování patomorfologických změn pochází materiál z období 1990–2010 z vybraných oblastí České republiky: z Jihomoravského kraje (Prušánky), ze Středočeského kraje (Veltrusy), z Východočeského kraje (Hrochův Týnec).

Materiál ke sledování endoparazitů pochází ze shodných oblastí jako v předcházejícím případě.

5. 2. Materiál

5. 2. 1. Terénní sběrná místa



Mapka 1. Místa sběru vzorků na jižní Moravě.

5. 3. Stanovení obsahu těžkých kovů

Zaječí zvěř byla odebrána v jednotlivých mysliveckých sdruženích na výše uvedených lokalitách. Vyhodnoceni byli pouze jedinci starší jednoho roku, tj. po vymizení Strohova výrůstku (Stroh 1931) na loketní kosti. Řada autorů prokázala již v minulosti vliv stáří na kumulaci chemických prvků v organismu zvěře. Přesné stáří je možno stanovit metodou počtu a stavu periostálních linií ve spodní čelisti (Ciberej a Mareček 1990). Tato metoda však nebyla použita především z důvodu časové i technické náročnosti. Odlovení jedinci byli označeni na zadním běhu hliníkovými štítky s číslem. Tento identifikační štítek dále provázal soubor odebraných orgánů k dalšímu laboratornímu zpracování.

Celkem bylo vyšetřeno 216 ks dospělé zaječí zvěře a odebráno 432 vzorků jater a ledvin.

Játra a ledviny byly při klasickém patoanatomickém vyšetření odebrány jen z částí, které vyloučily sekundární kontaminace olovem v důsledku odlovu brokovou střelou (Bukovjan et al. 1991). Tím byla eliminována případná chyba při stanovení olova a následné zkreslení výsledků. Až do doby analýz byly orgány uchovány při teplotě -21°C.

5. 4. Patomorfologická vyšetření

Materiál pochází z let 1990–2010 se souboru zaječí zvěře (n = 832) obojího pohlaví a starší jednoho roku. Zvěř byla dodána na pracoviště VÚLHM Jíloviště Strnady a Veterinární ošetrovnu pro drobná zvířata a zvěř – laboratoře v rámci biomonitoringu za účelem sledování zdravotního stavu zvěře v České republice, zatíženosti orgánů organochlorovými sloučeninami včetně PCB, ftaláty a úrovní parazitace. Z vyšetření byly vyjmuty kadavery, u kterých byla zjištěna autolýza orgánů či hnilobný rozklad, aby nedocházelo v rámci posmrtných změn ke zkreslování konečných výsledků.

5. 5. Parazitologická vyšetření

Pro parazitologická vyšetření byly použity kadavery uhynulé zaječí zvěře a v terénu sebraný trus formou směsných vzorků ze sledovaných oblastí

5. 6. Laboratorní vyšetření

5. 6. 1. Stanovení obsahu těžkých kovů

Během klasické pitvy provedené v co nejkratší době po odlovu jedince, byly odebírány vzorky orgánů k toxikologickým vyšetřením na přítomnost rizikových prvků olova, kadmia a rtuti. Jednotlivé vzorky byly označovány číslem pitvaného jedince a zkratkou názvu odebraného orgánu (foto.č.1). Kromě odběru příslušných vzorků byly pečlivě sledovány i patomorfologické změny jednotlivých orgánů.

Foto. 1. Odebrané orgány jednotlivých zajíců připravené k dalšímu zpracování.



Játra jsou parenchymovým orgánem se značnou regenerační a detoxikační schopností. Jsou vybavena homeostatickým mechanismem schopným zajistit jejich přirozenou optimální funkci. Hepatoportálním krevním oběhem přichází do jater přes střevní stěny kromě důležitých živin i různé toxické látky. Silné toxické noxy působí patologické změny nejen v parenchymu, ale i v blízkosti žlučových. Chronické působení toxinů vyvolává destrukci případně i ztukovatění hepatocytů (steatozu) a po delším působení i zvaživovatění jaterní tkáně. Působení kancerogenů bývá ojediněle provázeno výskytem nádorových onemocnění.

Ledviny jsou základním orgánem vyměšování savců. Kromě udržování stálého objemu tělesných tekutin (isovolemie), zajišťování stabilní koncentrace tekutin, stálé koncentrace elektrolytů a stálého osmotického tlaku (isotonie), ledviny zajišťují i stálost pH (isohydrie). Svou funkcí zabráňují hromadění škodlivých zplodin v krvi.

Kadmium a olovo byly stanoveny běžně používanou metodou optické emisní spektrofotometrie s indukčně vázaným plazmatem s hmotnostní detekcí (ICP/MS). Vzorky jater a ledvin byly měřeny po mikrovlnném tlakovém rozkladu a po naředění mineralizátu.

Mikrovlnný tlakový rozklad spočíval navážce 1,5 g homogenního vzorku s přesností na 0,0001 g a směsi 6 ml kyseliny dusičné p. p. a 2 ml 30% peroxidu vodíku. Směs se umístila v teflonových nádobkách do rotoru mikrovlnné pece, kde se podrobila rozkladu za maximálního výkonu 450 W při teplotě 190°C. Po vychladnutí byl obsah nádoby odpařen na cca 1 ml a kvantitativně se převedl destilovanou vodou do 25ml odměrné baňky. Po následné filtraci přes bezpopelový filtrační papír byl mineralizát proměřen na ICP/MS. Kalibrace přístroje byla provedena na standard ICP-MS multielementcalibration standard solution VI (firma Merck).

Celková rtuť byla stanovena přímo bez mineralizace na přístroji AMA 25 s využitím techniky generování par kovové rtuti s následným zachycením na zlatém amalgamátoru. Kalibrace přístroje byla provedena na standard ASTASOL (firma Analytika). Pro analýzu organické formy byla použita metoda vycházející Z AOAC OMA 983.20 a 988.11 „Mercury náplňové koloně (délka 1,8 m, vnitřní průměr 2 mm) s náplní 5 % DEGS-PS na sorbentu Gas-Chrom Q (100-120 mesh) a detekci ECD. Pro kvantifikaci se použila kalibrace s vnějším standardem (Dr. Ehrenstorfer, Augsburg, Německo). Pro ověření přesnosti a správnosti byl použit certifikovaný referenční materiál BCR CRM 463 (lyofilizovaná svalovina tuňáka) s deklarovaným konstantním obsahem celkové rtuti i methylrtuti. Metoda je běžně používána pro detekci methylrtuti u volně žijící zvěře a drobných savců pro potřebu antropogenní zátěže krajiny rtutí (Bukovjan a Svobodník 2004). Zabezpečení jakosti zahrnuje analýza blanků jednak z použitých chemikálií a jednak analýzou vzorku svaloviny s obsahem pod mezí detekce, analýzou vzorku s přidavkem standardu a analýzou vlastních vzorků v duplikátech, kdy rozdíl v paralelním stanovení musí být menší než 10 %. Pro potvrzení identity bylo použito předkolonové reakční chromatografie, spočívající v odstranění methylrtuťchloridu z analyzovaného extraktu pomocí vodného roztoku síranu stříbrného. Získané výsledky jednotlivých měření byly statisticky vyhodnoceny (tab. 3).

5. 6. 2. Zatížení vodních ploch ve sledované lokalitě

Měření bylo provedeno mobilní laboratoří útvaru vodohospodářského plánování Povodí Moravy, při jejich pravidelných odběrech, odběrech na vyžádání orgánů státní správy a odběrem vzorků v lokalitě při odběru biologického materiálu zajců.

Ve všech případech byla analýza těžkých kovů prováděná za pomoci technologie atomové absorpční spektrometrie (AAS). Tato metoda spočívá ve spektrometrické analýze vzorku, je schopna rozpoznat až 60 různých prvků. Její přesnost je od setin do stovek ppm.

Princip spočívá ve vytvoření aerosolu z dodaného vzorku, jenž je dále zaveden do plamene, čímž se okamžitě odpaří a přeruší se vazby jednotlivých molekul sloučenin. Důležité je, aby při tomto prudkém zahřátí nedocházelo k ionizaci jednotlivých atomů. Plamenem prochází také světlo z výbojky, jehož vlnová délka je nastavena tak, že fotony tohoto světla jsou při nárazu do atomu prvku pohlcovány, což atom převede do vzbuzeného stavu. Tím dojde k úbytku procházejícího světla a tento úbytek je závislý na koncentraci atomů měřeného prvku.

5. 6. 3. Patomorfologická vyšetření

Nádory byly odebrány při pitvě a fixovány v 10% formolu po dobu nejméně 48 hodin. Vzorky byly zpracovány klasickou rutinní parařinovou histologickou metodou a jako základní barvení byl zvolen hematoxylin – eozin, pro zpřesnění defektů pak byly použity selektivní a speciální histologické metody (van Gieson, Stein, Perlsova reakce na železo, skupina trichromových a sudanových barvení, Nissl, stříbření dle Gömöryho aj.). Po určení diagnózy včetně biologických vlastností byly novotvary klasifikovány metodou ICD-O.

5. 6. 4. Parazitologická vyšetření

Trus byl průběžně vyšetřován flotační metodou dle Brezy, příp. orientačně přesyceném roztoku NaCl. Pozornost byla zaměřena na extenzitu a intenzitu pneumohelmintry, parazitofaunu gastrointestinálního traktu a střevní kokcidie. Komplexní helmintologická pitva byla provedena dle Skrjabina za využití žaludečně střevní dekantace. Zjištění paraziti byli determinováni do úrovně druhu bez rozlišení případného pohlaví.

Na volně žijící populaci zajíce polního po celý rok působí množství parazitů, obzvláště rodů *Eimeria*, *Trichostrongylus*, *Graphidium*, *Trichuris*, *Andrya* a *Protostrongylus*.

r. Eimeria

Jedná se o rod kokcií ze skupiny výtrusovců (*Apicomplexa*). U zajíce nejčastěji parazituje ve střevech a vyvolává střevní kokcidiózu, jež může vést až k uhynutí zpravidla mladé zvěře.

r. Trichostrongylus

Jde o druh nematoda, jenž se vyskytuje býložravců. Dospělí jedinci žijí v zažívacím traktu. Diagnóza se provádí zkoumáním trusu zvěře. Tento druh má, na rozdíl od jiných střevních parazitů, větší vajíčka a nemá špičatý konec.

r. Graphidium

Jde rovněž o druh endoparazita vyskytujícího se u zaječí i králičí zvěře. Dospělci žijí v žaludku a tenkém střevu, samec měří 12 mm, samice 16 mm.

r. Trichuris

Neboli tenkohlavec je hlístice, jejíž název je odvozen z toho, že jeho hlavová část je tenká s výrazným koncem. Parazituje ve slepém a tlustém střevě zajíců. Nemá článkovité tělo. Samec a samice tenkohlavce jsou výrazně odlišní. Zajíc se povětšinou nakazí z kontaminované potravy, jež obsahuje larvy, které se líhnou z vajíček nakladených samicemi do střev, odkud odcházejí spolu s trusem ven. Tenkohlavci se živí krví a tkáňovým mokem, který z hostitele získávají narušováním krevních kapilár.

r. Andrya

Druh tasemnice zavlečený z Asie. Nachází se pouze v tenkém střevě.

r. Protostrongylus

Neboli plícnivky napadají průdušnice nebo i samotné plicní sklípky hostitele.

6. Statistická vyhodnocení

K vyhodnocení obsahu těžkých kovů bylo použito statistické vyhodnocení metodou jednovýběrového Studentova T-testu při hladině $p < 0,05$, tj. při 95% pravděpodobnosti. Jednotky chemických prvků jsou uvedeny v mg.kg^{-1} a hygienické nadlimitní koncentrace procenticky.

Při statistickém hodnocení výskytu parazitů byla použita jednofaktorová analýza rozptylu ANOVA. Tato metoda je založena na hodnocení vztahů mezi rozptyly porovnávaných výběrových souborů.

7. Výsledky

Při prezentování výsledků se přidržujeme dělení Novákové (1987). Sledovány tedy byly: biochemické a somatické změny – týkají se stanovení těžkých kovů a patomorfologických změn;

vývojové a populační změny – týkají se parazitologických šetření

7. 1. Biochemické a somatické změny

7. 1. 1. Stanovení těžkých kovů

Výzkum byl zaměřen hlavně na tři těžké kovy – rtuť, kadmium a olovo.

Těžké kovy a jejich sloučeniny jsou přirozenou součástí ekosystému. Jejich výskyt v životním prostředí je výsledkem přírodních procesů a antropogenní činnosti. Ke zvýšení biologické dostupnosti a zvýšení toxického potenciálu kovů může docházet acidifikací, nebo kovalentní vazbou s uhlíkem (methylace, alkylace), které vedou ke vzniku organických sloučenin kovů. Organické sloučeniny kovů mají vyšší mobilitu, schopnost akumulace a vyšší toxicitu. Kovy a jejich sloučeniny interferují s funkcí CNS, hematopoetického systému, jater a ledvin.

Rtuť

Rtuť je za normální teploty kapalný kov. V horninách se vyskytuje v rudě rumělce (HgS). Rtuť dříve nacházela uplatnění především při výrobě měřících zařízení – teploměrů (do cca mínus 25 °C) a tlakoměrů. Dále se používá k výrobě elektrod pro elektrochemii. Slitiny s dalšími kovy, tzv. amalgámy, se používají v zubním lékařství jako zubní výplň (škodlivost pro organismy ale nebyla prokázána). Vyrábí se z ní také rtuťové lampy a trubky určené k vedení rentgenového záření. Rtuť patří k nejdéle známým toxickým kovům. Z hlediska toxikologického je velmi důležitá forma, ve které se rtuť vyskytuje. Jednotlivé formy rtuti (elementární rtuť, páry, organické a anorganické sloučeniny) se totiž liší silou jejich toxického účinku. Elementární rtuť je těkavá a vysoce toxická při vdechnutí. Anorganické sloučeniny s iontem Hg^{2+} jsou málo rozpustné a proto poměrně málo toxické, sloučeniny s iontem Hg_2^{2+} jsou toxické. Organické sloučeniny rtuti jsou vysoce toxické. Rtuť má vysokou afinitu k síře, což je důsledkem její vazby na sérový albumin. Elementární rtuť je v životním prostředí nebezpečná z důvodu možnosti methylace na organickou methylртуť, která je mutagenní, teratogenní. Po vdechnutí par se rtuť dostává do mozku přes hematoencefalitickou bariéru a

působí neurotoxicky (Skerfving 1998, Modrá a Svobodová 2000, Kafka a Punčochářová 2002, Brandl 2005).

Problematika rtuti u volně žijící zvěře je sledována v České republice v podstatě od počátků 80 let. Ve sledované lokalitě Prušánky byla zjištěna zatíženost tkáně zaječí zvěře v ledvinách 2,908 mg.kg⁻¹ a v játrech 1,615 mg.kg⁻¹ (tab. 3).

Tab. 3. Obsah rtuti v orgánech zajíce (v mg.kg⁻¹).

	N	průměr	medián	± s	min	max	rozpětí
Játra	56	1,615	0,470	3,79	0,026	18,124	18,098
Ledviny	54	2,908	1,130	4,14	0,062	15,366	15,304

Na obsah rtuti ve vodách platí několik norem. Jiné hodnoty jsou pro vodu pitnou, jiné pro vodu odpadní, jiná norma platí pro potraviny. U nich jsou výjimkou mořští živočichové. Zde je výjimka udělena proto, že moře je obecně zamořeno rtutí více než sladké vody. Vzhledem k množství konzumace mořských živočichů může být tato norma vyšší cca desetinásobně. Půdy ve zkoumané oblasti obsahují více rtuti zejména z toho důvodu, že v minulosti byla rtuť používána v zemědělství jako mořidlo. Rtuť je schopna poškodit organismus, tedy i sledovaný druh, vícekrát. Prvně po požití, kdy prochází játry a dostává se do tukové tkáně. Podruhé při spotřebování tuku v období nouze, kdy znovu prochází játry a organismus narušuje podruhé (Modrá, Svobodová 2000).

Pro zjištění kvality vody bylo v průběhu let 2008–2010 odebráno k rozboru obsahu rtuti celkem 304 vzorků, z nichž 32 bylo zařazeno do III., v tomto případě nejhorší kvality (tab. 4).

Tabulka č. 4. Počet odebraných vzorků vody a jejich zařazení do jakostních tříd (ČSN 75 7221).

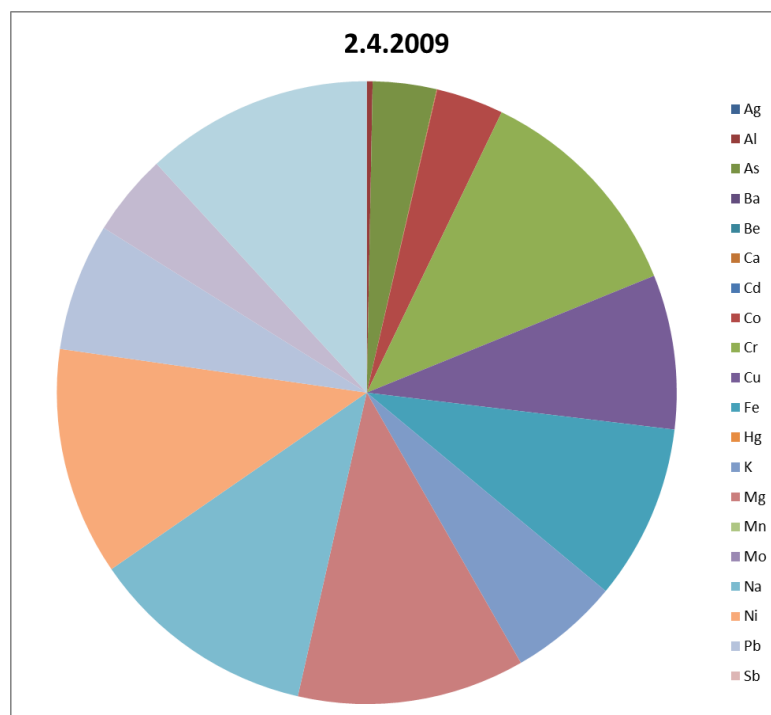
	Počet hodnocených profilů		I. třída		II. třída		III. třída		IV. třída		V. třída	
	2008- 09	2009- 10	2008- 09	2009- 10	2008- 09	2009- 10	2008- 09	2009- 10	2008- 09	2009- 10	2008- 09	2009- 10
Cd – kadmium	269	313	227	248	40	63	0	1	2	1	0	0
Pb – olovo	265	313	229	246	32	58	2	6	1	2	1	1
Hg – rtuť	155	149	72	78	66	56	17	15	0	0	0	0

Z uvedených hodnot (graf 2, tab. 5) je patrné, že v tělech zajíců dochází ke kumulaci rtuti, která nepochází pouze z vody, ale zcela jednoznačně i z dalších zdrojů (hnojiva, staré ekologické zátěže půdy). Zatížení rtutí ve sledované oblasti je podstatně vyšší než v jiných lokalitách. Např. oblast Ostřešany (Středočeský kraj) játra 0,115 mg.kg⁻¹, ledviny 0,201 mg.kg⁻¹, Hrochův Týnec (Východočeský kraj) játra 0,115 mg.kg⁻¹, ledviny 0,199 mg.kg⁻¹.

Z tohoto porovnání vyplývá, že sledovaná lokalita má největší zatížení zajíců rtutí.

Téměř všechny kovy jsou ve stopových množstvích obsaženy ve vodách. V okolí rudných nalezišť se kovy vyskytují ve větších koncentracích. Je proto obtížné odlišit přirozené pozadí od přirozeného znečištění (Pitter 1981). V povrchových vodách se kovy přirozeně vyskytují v koncentracích, které nejsou zdravotně závadné, tzv. stopové prvky se vyskytují v relativně nízkých hodnotách. Tyto koncentrace určuje vyhláška č. 252 z 22. dubna 2004, kterou se stanovují hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody. Např. olovo je normováno na hodnotu 10 µg.l⁻¹, rtuť 1 µg.l⁻¹ a kadmium na 5 µg.l⁻¹. Rtuť se do vody dostává převážně ze zemědělské výroby a jako odpadní voda průmyslových zón. Olovo obsažené ve výfukových plynech motorových vozidel může značně zvýšit koncentraci olova v atmosférických plynech a kapalinách, které se následně dostanou běžnými srážkami do povrchové vody (Hartmann 1993).

Graf 2. Zastoupení těžkých kovů v tocích Povodí Moravy.



Tabulka č. 5. Obsah těžkých kovů ve vodních tocích Povodí Moravy.

Dat.odběru		12.1.2009	9.2.2009	23.3.2009	2.4.2009	13.5.2009	11.6.2009	9.7.2009	12.8.2009	9.9.2009	6.10.2009	10.11.2009	8.12.2009
Ag	µg/l	<0,500	<0,500	<0,500	<0,500	<0,500	<0,500	<0,500	<0,500	<0,500	<0,500	<0,500	<0,500
Al	µg/l	163	134	317	1070	458	109	1160	279	454	207	80,0	240
As	µg/l	1,49	1,68	1,65	2,32	2,17	2,27	3,18	2,79	2,43	2,88	2,92	3,38
Ba	µg/l	66,4	57,5	60,0	75,3	68,6	55,1	64,0	74,9	74,0	70,0	59,0	76,6
Be	µg/l	0,145	<0,020	<0,020	0,053	0,032	<0,020	<0,020	0,030	0,030	<0,020	<0,020	<0,020
Ca	mg/l	69,6	66,9	115	107	80,0	75,8	71,7	65,4	65,0	69,9	85,4	106
Cd	µg/l	<0,050	<0,050	<0,050	0,068	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
Co	µg/l	0,660	0,510	0,680	1,34	0,850	0,590	0,740	0,820	0,830	0,630	<0,500	0,820
Cr	µg/l	2,18	4,28	1,91	4,13	2,30	1,24	1,96	1,74	2,68	2,64	3,03	3,32
Cu	µg/l	5,76	3,96	5,07	7,77	6,55	4,17	4,08	6,27	7,83	3,61	2,70	3,67
Fe	mg/l	0,626	0,382	0,435	1,88	0,737	0,321	0,585	0,730	0,784	0,347	0,333	0,710
Hg	µg/l	<0,050	<0,050	0,070	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
K	mg/l	7,09	6,26	8,08	5,55	6,67	7,04	8,21	7,93	9,21	10,6	8,67	11,2
Mg	mg/l	17,0	17,8	29,4	22,8	18,6	17,6	21,3	17,7	18,2	24,1	23,1	34,3
Mn	mg/l	0,214	0,220	0,172	0,268	0,475	0,236	0,377	0,410	0,292	0,243	0,266	0,412
Mo	µg/l	1,07	1,10	1,34	0,770	1,04	1,35	1,43	1,32	1,33	1,75	1,59	1,78
Na	mg/l	31,1	27,7	32,1	22,6	28,2	29,0	27,3	29,0	36,4	40,4	32,2	41,4
Ni	µg/l	10,3	3,62	7,48	10,6	6,04	5,58	6,13	5,90	6,76	7,33	4,71	9,12
Pb	µg/l	0,649	0,793	0,930	2,64	1,36	0,696	1,38	1,58	1,27	0,606	<0,500	1,00
Sb	µg/l	<0,500	<0,500	<0,500	<0,500	<0,500	<0,500	<0,500	<0,500	<0,500	0,508	<0,500	<0,500
Tl	µg/l	<0,500	<0,500	<0,500	<0,500	<0,500	<0,500	<0,500	<0,500	<0,500	<0,500	<0,500	<0,500
V	µg/l	1,73	2,48	2,25	4,41	3,66	3,08	3,18	2,65	3,23	2,87	4,97	5,58
Zn	µg/l	10,2	11,4	10,2	17,9	15,0	7,49	8,24	12,2	10,7	6,06	<5,00	8,75

Kadmium

Vzhledem k jeho vysoké odolnosti proti korozi se používá především v metalurgii k výrobě slitin a ke galvanickému pokovování, především k povrchové úpravě plechů. Dále se používá k výrobě baterií (Ni-Cd), pigmentů, solárních panelů a fotoelektrických a optických zařízení. Kadmium je obsaženo i v organických hnojivech. Používá se také jako stabilizátor plastů. V přírodě se přirozeně vyskytuje ve stopovém množství v půdě. Ve vodě nemá výraznou schopnost tvorby komplexních sloučenin. Zesiluje toxické působení dalších prvků mědi a zinku. Tento rizikový prvek je vysoce toxický. Jeho nejnebezpečnější vlastností je schopnost vytěšňovat zinek z biochemických struktur, a tím měnit jejich funkci. Dále má schopnost narušovat metabolismus některých prvků, např. železa a vápníku. Narušení metabolismu železa způsobuje destrukci erytrocytů. V případě vápníku dochází hlavně k odvápnění kostí (osteoporóza), když dochází k substituci vápníku kadmiem. Dále způsobuje vysoký krevní tlak, poškození reprodukčních orgánů a ledvin. Při inhalaci kadmia dochází k edému plic a nekrózám plicního epitelu. Kadmium je také vysoce kumulativní v některých rostlinách, např. v tabáku nebo v pšenici. (Bencko et al. 1995, Skerfving 1998, Mokrá a Svobodová 2000, Kafka a Punčochářová 2002, Brandl 2005).

Kadmium je velmi rizikový prvek s četnými účinky na živočišný organismus. Deponuje se nekontrolovatelně v tělních orgánech, svalovině i gonádách. Má výrazné mutagenní a teratogenní účinky, přestupuje placentární bariérou zaječek do vyvíjejících se plodů. Do organismu se dostává přímo potravou, případně při čištění povrchu těla olizováním. Zajíc polní je schopen si tímto způsobem očistit prakticky 72 % těla, a to několikrát denně.

Při vyhodnocení výsledků koncentrací kadmia z jater a ledvin lze konstatovat velmi odlišnou deponaci prvku ve vztahu k analyzované tkáni (graf 3). V játrech (tab. č. 6) byla zaznamenána průměrná koncentrace podstatně nižší 0,4640 mg.kg⁻¹, oproti ledvinám 1,906 mg.kg⁻¹. Tato situace vyjadřuje skutečnost, že v ledvinách zaječí zvěře z uvedených lokalit se kadmium deponuje ve srovnání s játry více jak 4,11×, což je nejlépe patrné z grafů 3–5. Relativně vysoký byl výskyt kadmia v játrech v lokalitách „E a F“ v porovnání s ostatními (tab. č. 6).

Kadmium doprovází zinek v jeho rudách. Umělým zdrojem kadmia v povrchových vodách jsou odpadní vody z povrchové úpravy kovů, keramického, polygrafického průmyslu a v současné době hlavně z výroby polymerů. Protože kadmium bývá součástí stabilizátorů.

Dalším z hlavních zdrojů jsou exhaláty vznikající při spalování fosilních paliv (Stoker 1992, Ziegeler 1999, Kittner 2004, Král 2008)

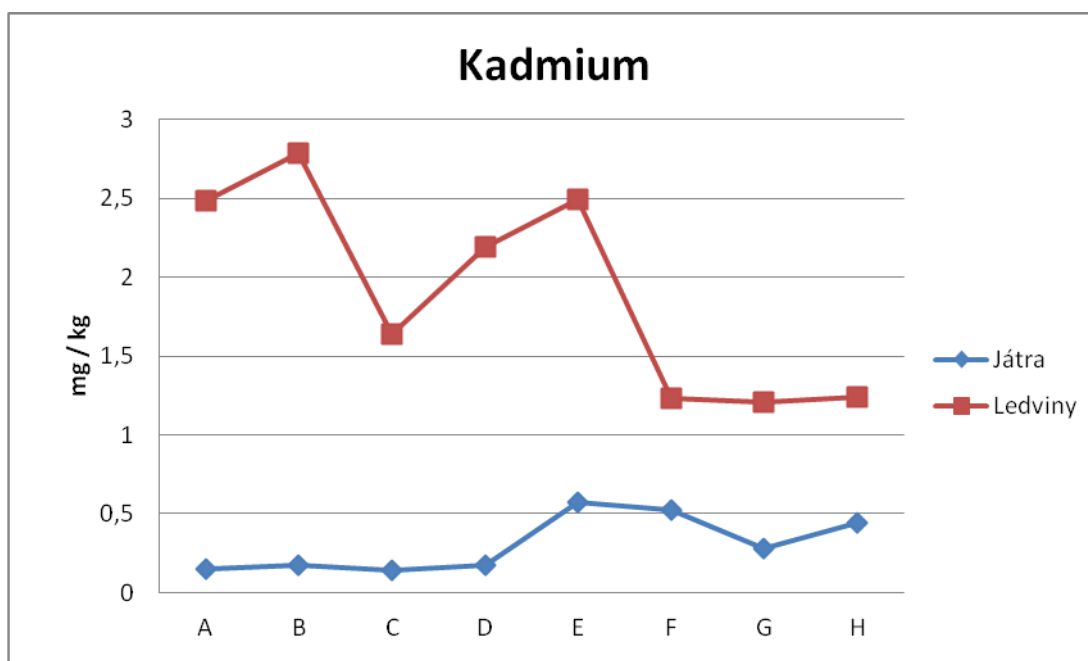
Tabulka č. 6. Statistické vyhodnocení kadmia v játrech zaječí zvěře dle lokalit (v mg.kg⁻¹).

	A	B	C	D	E	F	G	H
Min	0,0100	0,0460	0,0260	0,0360	0,1960	0,0000	0,0000	0,0960
Max	0,4530	0,5660	0,7400	1,0980	1,8830	2,7860	0,6530	0,8960
Průměr	0,1521	0,1699	0,1442	0,1742	0,5716	0,5271	0,2794	0,4453
Medián	0,1360	0,1340	0,1190	0,1055	0,4960	0,3000	0,3000	0,4700
VK	0,0074	0,0150	0,0121	0,0418	0,1724	0,3966	0,0347	0,0652
Smodch	0,0858	0,1224	0,1102	0,2045	0,4152	0,6298	0,1863	0,2554
Rozptyl	0,0076	0,0153	0,0124	0,0429	0,1868	0,4230	0,0374	0,0711

Tabulka č. 7. Statistické vyhodnocení kadmia v ledvinách zaječí zvěře dle lokalit (v mg.kg⁻¹)

	A	B	C	D	E	F	G	H
Min	0,3878	0,0752	0,0026	0,0580	0,2890	0,1410	0,1240	0,0500
Max	7,9680	10,1620	9,5810	8,0780	14,2840	3,0610	2,5330	2,6910
Průměr	2,4856	2,7875	1,6367	2,1949	2,4912	1,2297	1,2076	1,2414
Medián	1,9700	2,3150	0,6145	1,1885	0,9650	0,9235	1,1575	1,0825
VK	3,6725	6,3558	5,2301	4,6387	13,0113	0,8005	0,3410	0,4418
Smodch	1,9164	2,5211	2,2869	2,1538	3,6071	0,8947	0,5840	0,6646
Rozptyl	3,7718	6,5037	5,3642	4,7577	14,0956	0,8538	0,3673	0,4819

Graf č. 3. Obsah kadmia v játrech a ledvinách zaječí zvěře dle lokalit (v mg.kg⁻¹).



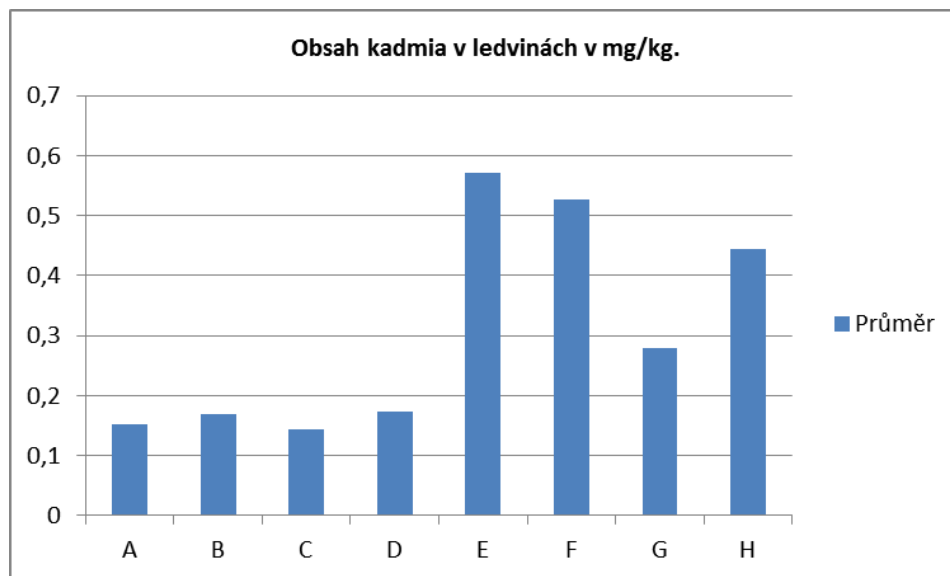
Obsah kadmia v tkáních zajíců byl navíc změřen i v lokalitě Mutěnický potok ve spádové oblasti Prušánky (tab. č. 8). Ledviny byly v tomto případě zatíženy několikanásobně více než játra (3,56 mg.kg⁻¹ oproti 0,827 mg.kg⁻¹). I v tomto případě platí, že jiné lokality jsou zatíženy méně (viz lokality A–H, ale např. i Ostřešany (Středočeský kraj) játra 0,548 mg.kg⁻¹, ledviny 2,070 mg.kg⁻¹, Hrochův Týnec (Východočeský kraj) játra 0,261 mg.kg⁻¹, ledviny 1,127 mg.kg⁻¹).

Pro zjištění kvality vody bylo v průběhu let 2008–2010 odebráno k rozboru obsahu kadmia celkem 582 vzorků, z nichž 4 byly zařazeny do III. a IV kvality (tab. č. 4). Ve sledované oblasti dochází k silné kumulaci kadmia.

Tabulka č. 8. Obsah kadmia v těle zajíce (v mg.kg⁻¹)

	N	průměr	medián	± s	min	max	rozpětí
Játra	56	0,827	0,530	0,88	X	4,511	4,511
Ledviny	54	3,562	3,010	2,44	0,044	12,840	12,456

Graf č. 4. Obsah kadmia v ledvinách zaječí zvěře dle lokalit (v mg.kg⁻¹).



Legenda:

A, E – lokalita Prušánky

B, F – lokalita Mikulčice

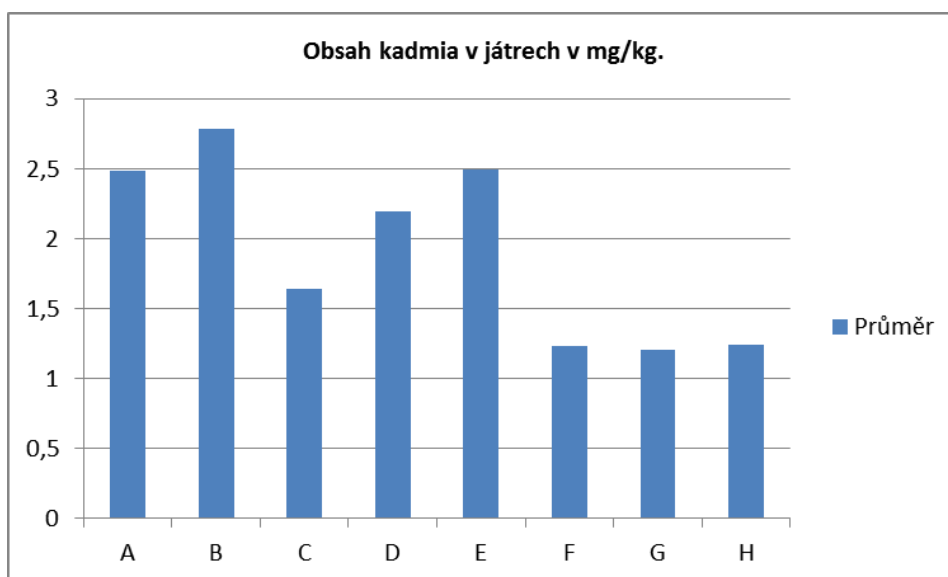
C, G – lokalita Moravská Nová Ves

D, H – lokalita Starý Poddvodov

Časový horizont srovnání : 1996 – 2000 – lokality (E, F, G, H)

2010 – lokality (A, B, C, D)

Graf č. 5. Obsah kadmia v játrech zaječí zvěře dle lokalit (v mg.kg⁻¹).



Legenda:

A, E – lokalita Prušánky

B, F – lokalita Mikulčice

C, G – lokalita Moravská Nová Ves

D, H – lokalita Starý Poddvovodov

Časový horizont srovnání : 1996 – 2000 – lokality (E, F, G, H)

2010 – lokality (A, B, C, D)

Olovo

Olovo je jeden z nejdéle známých a hojně využívaných kovů, což záhy vedlo mimo jiné i ke zjištění jeho toxických účinků. Získává se z rudy galenitu (PbS). Používá se převážně k výrobě olověných akumulátorů. Dále pak k výrobě tzv. olověného skla, které se vyznačuje vysokou odrazivostí. Dříve bylo užíváno ve formě tetraethylolova jako antidetonační agens do benzínu nebo k výrobě vodovodního potrubí. Z důvodu nepropustnosti pro radiační záření se z něj vyrábějí ochranné pomůcky proti ozáření. Slouží také k výrobě slitin (pájecí kov), barviv a stříliva. Do současné doby nebyl zjištěn žádný esenciální význam olova. V lidském organismu se chová jako antagonistu vápníku, z čehož vyplývá jeho schopnost vytěšňovat vápník z kostí a zde se potom ukládat. Až 90 % olova přijatého organismem se kumuluje v kostech, kde poškozuje krvetvorbu tím, že z důvodu jeho kompetence s železem zabraňuje syntéze hemoglobinu, a to je příčinou anemických stavů. V období, kdy má tělo nedostatek

vápníku, se může akumulované olovo z kostí mobilizovat, vstoupit do krevního řečiště a toxicky působit na další orgány – játra, ledviny, reprodukční orgány. Ionty olova jsou potenciálně karcinogenní. Olovo má dále extrémně nepříznivý účinek na centrální i obvodovou nervovou soustavu. Olovo a jeho sloučeniny jsou také zařazeny v kategorii teratogenních a mutagenních látek (Bencko et al. 1995, Modrá, Svobodová 2010, Kafka, Punčochářová 2002, Brandl 2005).

Olovo je jedním z velmi nebezpečných polutantů a je nutné sledovat zatížení prostředí tímto prvkem dlouhodobě. Toxicita olova je známa již velmi dlouho. Tento prvek, který se deponuje především v játrech a reprodukčních orgánech, méně pak i v ledvinách. V organismu působí na centrální nervový systém, krvetvorbu a parenchymové orgány. Má negativní vliv na reprodukci a to zejména samců, výrazné embryotoxické účinky. Způsobuje také retardaci vyvíjejících se plodů, případně jejich odumření. U savců jsou popsány teratogenní i mutagenní účinky. Olovo dále působí negativně na endokrinní systém matky, čímž ovlivňuje koncentrace steroidních i peptidických hormonů.

Průměrná koncentrace olova v játrech činila $0,4535 \text{ mg.kg}^{-1}$ a byla vyšší oproti ledvinám $0,308 \text{ mg.kg}^{-1}$ a to zhruba 1,47násobně. Nejvyšší výskyt byl v lokalitách „A, E a F“ oproti ostatním (tab. 9–12, graf 6–8).

Tab. 9. Statistické vyhodnocení olova v játrech zaječí zvěře dle lokalit (v mg.kg^{-1}).

	A	B	C	D	E	F	G	H
Min	0,0177	0,01	0,01	0,0176	0,298	0	0,05	0
Max	9,165	1,78	0,612	2,634	2,086	3,184	0,831	1,309
Průměr	0,6043	0,3081	0,2041	0,3032	0,6835	0,627	0,3227	0,5748
Medián	0,279	0,194	0,1885	0,162	0,51	0,385	0,373	0,539
VK	2,1288	0,1496	0,0191	0,2224	0,2302	0,5334	0,0531	0,1244
Smodch	1,459	0,3868	0,1382	0,4716	0,4798	0,7303	0,2304	0,3526
Rozptyl	2,1864	0,1531	0,0196	0,2281	0,2493	0,5689	0,0572	0,1357

Tab. 10. Statistická průkaznost koncentrací olova v játrech zaječí zvěře dle lokalit (v mg.kg⁻¹).

T-Test							
A	B	C	D	E	F	G	H
A	0,2372	0,1049	0,2375	0,7763	0,941	0,2631	0,9108
B	X	0,1045	0,9592	0,0235	0,1239	0,8673	0,0414
C		X	0,2144	0,0048	0,0412	0,0982	0,0052
D			X	0,0258	0,1266	0,8442	0,0485
E				X	0,8112	0,0302	0,5399
F					X	0,1435	0,8114
G						X	0,0569
H							X

Tab. 11. Statistické vyhodnocení koncentrací olova v ledvinách zaječí zvěře dle lokalit (v mg.kg⁻¹).

	A	B	C	D	E	F	G	H
Min	0,01	0,046	0,026	0,036	0,196	0	0	0,096
Max	0,453	0,566	0,74	1,098	1,883	2,786	0,653	0,896
Průměr	0,1521	0,1699	0,1442	0,1742	0,5716	0,5271	0,2794	0,4453
Medián	0,136	0,134	0,119	0,1055	0,496	0,3	0,3	0,47
VK	0,0074	0,015	0,0121	0,0418	0,1724	0,3966	0,0347	0,0652
Smodch	0,0858	0,1224	0,1102	0,2045	0,4152	0,6298	0,1863	0,2554
Rozptyl	0,0076	0,0153	0,0124	0,0429	0,1868	0,423	0,0374	0,0711

Tab. 12. Statistická průkaznost koncentrací olova v ledvinách zaječí zvěře dle lokalit (v mg.kg⁻¹).

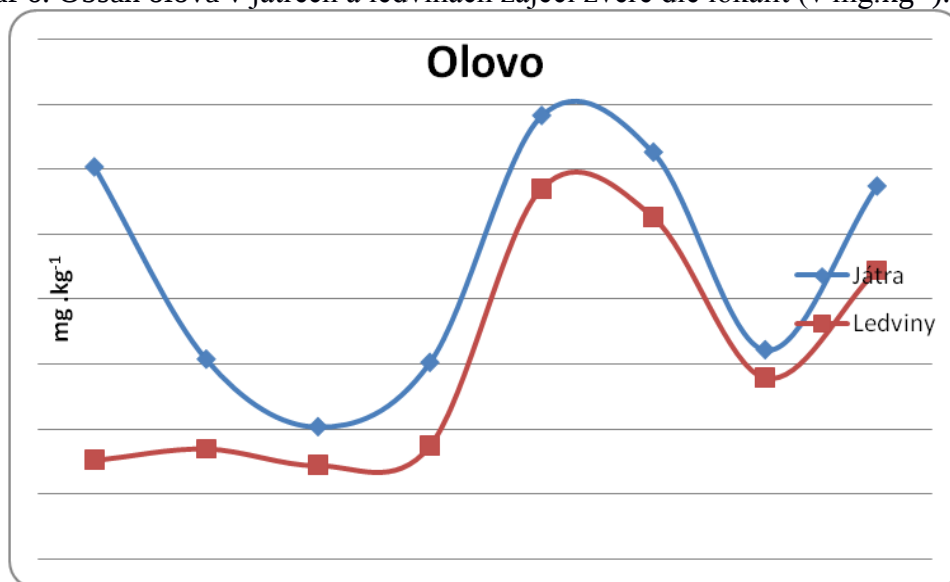
T-Test							
A	B	C	D	E	F	G	H
A	0,4507	0,725	0,5389	0,0044	0,0362	0,0313	0,0029
B	X	0,3197	0,9093	0,0058	0,0449	0,0629	0,0044
C		X	0,4227	0,0039	0,0331	0,0247	0,0024
D			X	0,0065	0,049	0,0981	0,0054
E				X	0,8274	0,0394	0,3855
F					X	0,1638	0,6537
G						X	0,0891
H							X

Olovo se ukládá v tkáních rozdílně – v ledvinách byla nižší koncentrace $0,2355 \text{ mg.kg}^{-1} \pm s 0,2821$ oproti játrům $0,4016 \text{ mg.kg}^{-1} \pm s 0,7346$, tedy průměrně $1,57\times$. Základní statistické vyhodnocení je shrnuto v tabulkách 9–12.

Průměrná koncentrace olova v játrech zaječí zvěře činila $0,4535 \text{ mg.kg}^{-1}$ v ledvinách pak byla nižší $0,3080 \text{ mg.kg}^{-1}$ (tab. 9–12).

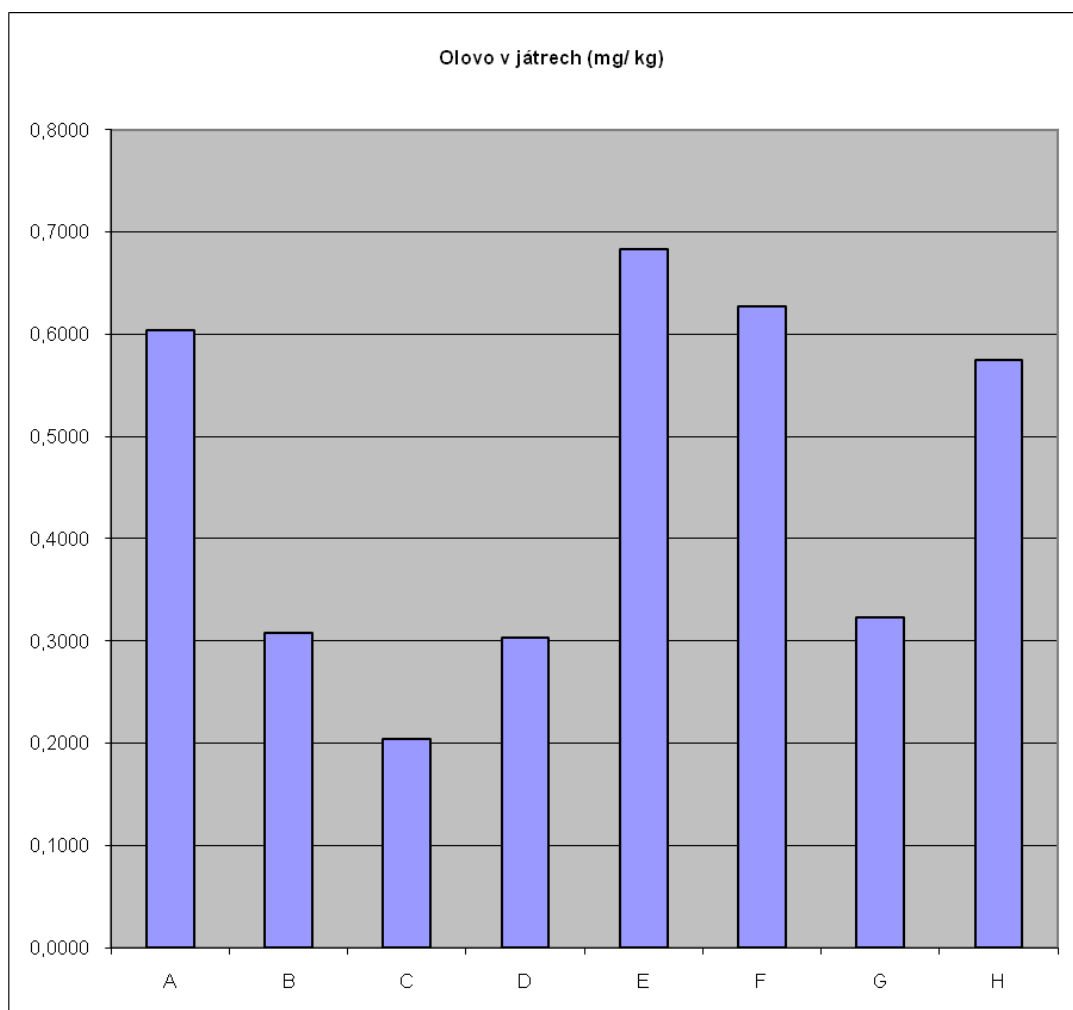
Nadlimitní koncentrace olova ve vztahu k játrům a ledvinám jako poživatině se vyskytovaly v jednotlivých lokalitách různě. Nad povolený limit u jater bylo celkově v případě olova 18,43 % všech vyšetřených vzorků. Nadlimitních koncentrací olova v ledvinách bylo 8,70 % vzorků.

Graf 6. Obsah olova v játrech a ledvinách zaječí zvěře dle lokalit (v mg.kg^{-1}).



Výskyt těžkých kovů zejména olova u volně žijících populací veškeré zvěře je úzce spjat s celkovou kontaminací ekosystému. Velmi nebezpečným zdrojem olova do přírodního prostředí byly v České republice v nedávné době nekvalitní superfosfáty i používané čistírenské a sedimentační kaly, které sloužily k výrobě kompostované hmoty. Vysoké obsahy nejen olova ale i kadmia byly opakovaně zjištěny např. v superfosfátech africké výroby (Pb 23–30 mg.kg^{-1}) i sovětské produkce (Pb 25–30 mg.kg^{-1}) (FINDEJSOVÁ et al. 1982).

Graf 7. Obsah olova v játrech zaječí zvěře dle lokalit (v mg.kg⁻¹).



Legenda:

A, E – lokalita Prušánky

B, F – lokalita Mikulčice

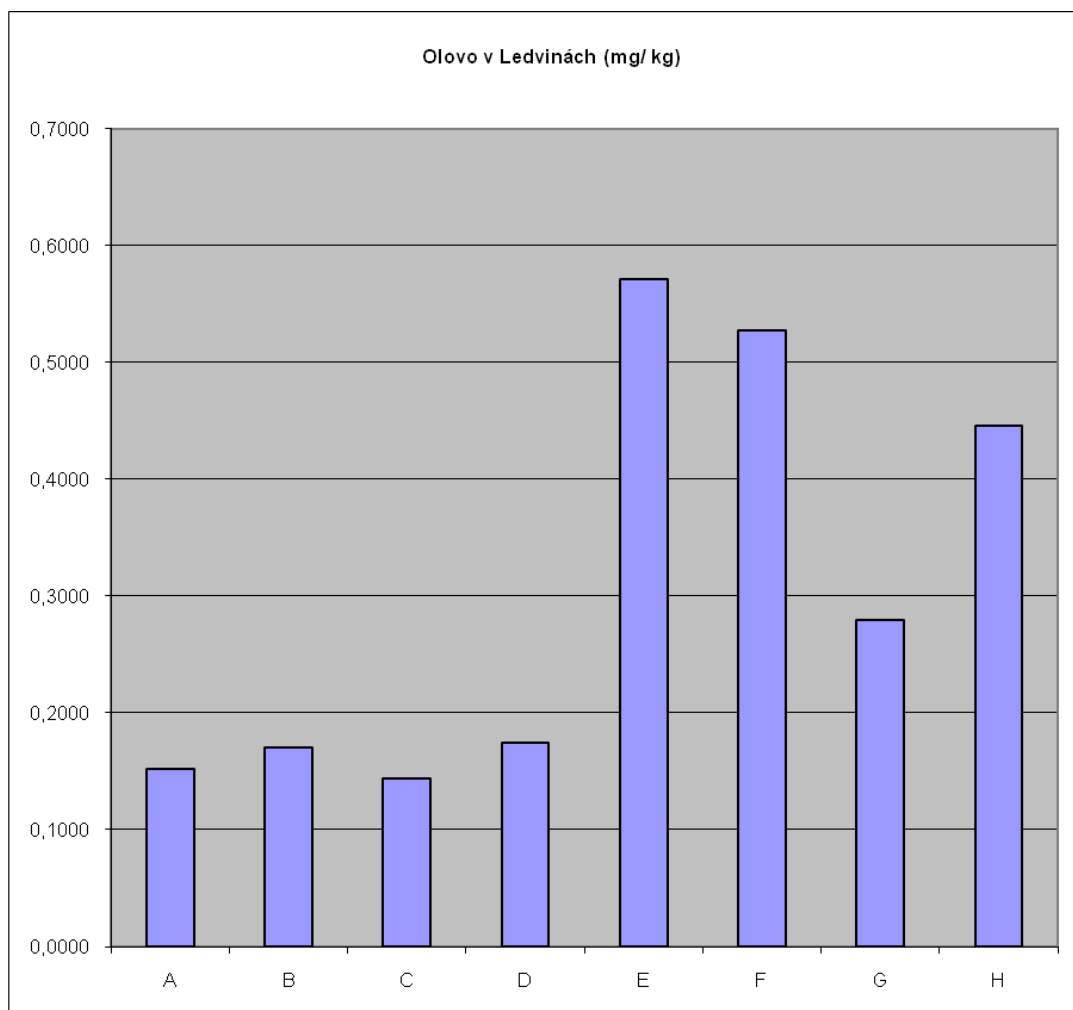
C, G – lokalita Moravská Nová Ves

D, H – lokalita Starý Poddvorov

Časový horizont srovnání : 1996 – 2000 – lokality (E, F, G, H)

2010 – lokality (A, B, C, D)

Graf 8. Obsah olova v ledvinách zaječí zvěře dle lokalit (v mg.kg⁻¹).



Legenda:

A, E – lokalita Prušánky

B, F – lokalita Mikulčice

C, G – lokalita Moravská Nová Ves

D, H – lokalita Starý Poddvorov

Časový horizont srovnání : 1996 – 2000 – lokality (E, F, G, H)

2010 – lokality (A, B, C, D)

7. 1. 2. Patomorfologické (patohistologické) změny

Z hlediska patomorfologických (patohistologických) změn byl zpracován soubor 832 exemplářů zajíců z let 1990–2010.

U dospělé zaječky byl diagnostikován evidentně benigní nádor „subareolární papilom mléčné žlázy“ kód M 8503/0 c 50.0. Novotvar byl lokalizován v mléčných lištách a sestával se ze tří samostatných hruškovitých útvarů o průměru 0,3–1,2 cm. Novotvary byly lokalizovány pouze intraduktálně s tubulární strukturou, případně cystopapilárně s bohatým stromatem. Výstelka byla dvojvrstevná, přičemž vnitřní vrstva byla nízké cylindrická a zevní pak myoepitelová.

V podkoží levostranné břišní krajiny byl u zajíce zjištěn soliterní útvar velikosti čočky, který byl na základě patohistologického vyšetření identifikován jako apokrinní adenom benigního charakteru. V nádoru převládala struktura tubulární s malým množstvím stromatu a tubuly byly vystlány jednořadým cylindrickým epitelem s typickým apokrinním typem sekrece. Následně navazovaly horizontálně uložené myoepitelové buňky s obrovskými jádry. Kód benigního nádoru byl určen M 8503./ C 50.0.

Nejčastěji vyskytujícími se nádory u zaječí zvěře byly koetánní teratomy se strukturou dermoidních cyst. Celkem byly tyto benigní nádory diagnostikovány v 11 případech.

V nádorech převládaly struktury dermoidních cyst vystlané kůží s chlupovými folikuly, vyplněné mazem a chlupy, jejichž detailnější struktura byla identifikována velmi dobře v polarizovaném světle. V jiném případě byla výplň tvořena vyžralou tukovou tkání a vazivovou tkání či kostí obsahující krvetvornou i tukovou kostní dřev. V jednom případě tvořila výplň cysty i mozková tkáň. Kód koetánního teratomu diagnostikovaného u zaječí zvěře je dle klasifikace ICD-O je M 9080/0.

Byla vytvořena hypotéza o negativním působení chemických prvků, konkrétně kadmia v době tvoření orgánů ze zárodečných listů vyvíjejícího se plodu. Uvedený prvek nekontrolovatelně prochází u zaječí zvěře placentou a poměr mezi jeho koncentrací v placentě a plodech činil 0,33, což prakticky znamená, že v plodech byly nalezeny trojnásobně vyšší koncentrace než v placentě matky (Bukovjan 1994).

Jediným zástupcem maligních nádorů diagnostikovaných u zaječí zvěře byl hepatocelulární karcinom (kód M 8170/3 C 22.0) s ojedinělými metastázemi. Byl diagnostikován u dospělé zaječky (váha 2,07 kg) z oblasti Hodonínska. Jednalo se o tmavě zbarvený, kulovitý primární uzel velikosti hrachu, od něhož se oddělily ojediněle metastázy. Charakteristickým nálezem byla velmi zvýšená mitotická aktivita, nádor nebyl opouzdřen a nacházel se pod jaterním pouzdrem.

Celkem tedy byly v námi vyhodnoceném souboru čítajícím 832 jedinců diagnostikovány nádory ve 14 případech, tj. 1,70 %, u lišek (Bukovjan et al. 1991, Bukovjan et al. 2011) pak byl výskyt nižší ($n = 478 - 1,05 \%$). Daleko vyšší záchyt koetánních teratomů v porovnání s našimi výsledky uvádí Flux (1965) a ojedinělý výskyt pak Hoffmann a Morl (1985).

7. 1. 3. Parazitologická vyšetření

Celkem bylo vyšetřeno 687 vzorků trusu v rámci koprologických vyšetření. Jako nejčastější paraziti intestinálního traktu byli zjištěni zástupci rodu *Trichostrongylus* a *Trichuris*, vzácněji byl zjištěn výskyt plícnivek rodu *Protostrongylus*, v žaludku rod *Graphidium*, ojediněle z plochých helmintů i tasemnice. Nejvyšší počet exemplářů byl zjištěn na základě helmintologické pitvy a dosáhl u rodu *Trichostrongylus* počtu 1 117, u rodu *Trichuris* 149, u rodu *Protostrongylus* 19, u rodu *Graphidium* 39 a u rodu *Andrya* 3. Rody *Trychostrongylus* a *Trichuris* se vyskytovaly v převaze jako polyvalentní invaze, s vyšším výskytem prvního druhu. Převládala střední až silná intenzita invazí ($++ - +++$), promořenost lze uvést mezi 65–92 % vyšetřených vzorků.

Průměrná intenzita napadení kokciidemi byla $1,83 \pm 0,62$, intenzita napadení rodem *Trichostrongylus* $1,30 \pm 0,64$ a *Trichuris* $0,79 \pm 0,51$.

Výskyt pneumohelmintů byl zaznamenán pouze okrajově a intenzitu lze hodnotit jako slabou až střední ($+ - ++$). Výskyt oblých nematodů rodu *Graphidium*, *Protostrongylus* a tasemnic rodu *Andrya* lze považovat za okrajový, bez většího vlivu na zaječí populaci a její zdravotní stav.

Dalším relativně velkým problémem byl v celém souboru výskyt střevních kokciid. Celkem bylo determinováno šest druhů hromadinek. Jednalo se o *Eimeria leporis*, *E. robertsoni*, *E. towsendii*, *S. semisculpta*, *E. europaea*, *E. septentrionalis*. Extenzita byla velmi

vysoká a pohybovala se v rozmezí 76–95 % všech vyšetřených vzorků, přičemž se jednalo o polyvalentní invaze dvou i více druhů s různou intenzitou.

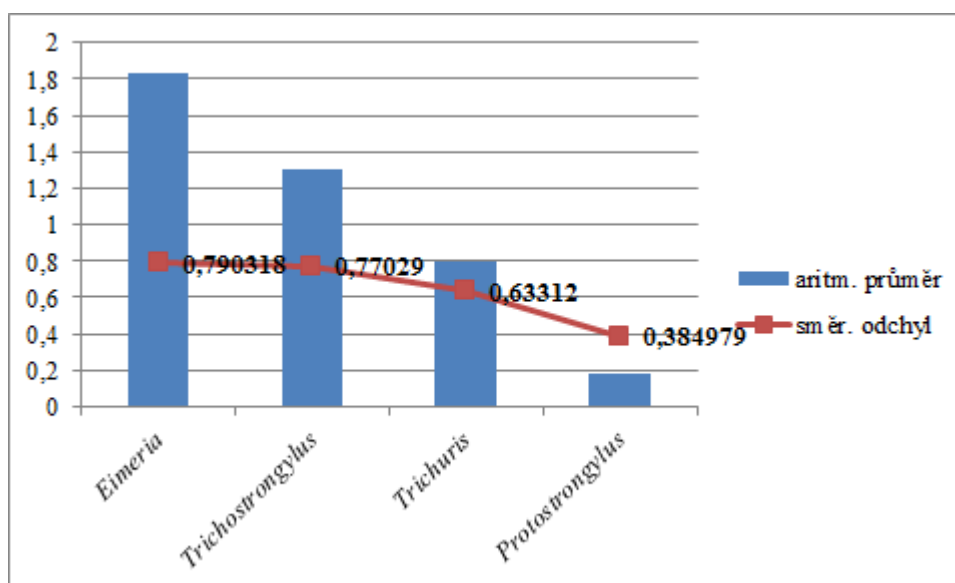
Průměrná intenzita parazitů z celkové koprologie u rodu *Eimeria* byla $1,83 \pm 0,79$, u rodu *Trichuris* $0,79 \pm 0,51$ a u rodu *Trichostrongylus* $1,30 \pm 0,64$.

Výskyt nematodů byl v roce 2003 ve sledovaných lokalitách ČR v případě rodu *Protostrongylus* 22,71 %, rodu *Trichostrongylus* 91,3 %, rodu *Trichuris* 46,86 %, rodu *Graphidium* 5,31 % a *Andrya* 3,38 %. Výskyt kokcií rodu *Eimerie* kolísal v letech 1990 – 2003 mezi 72,5–99,0%, přičemž nejnižší hodnota byla v roce 1992 a nejvyšší v roce 1994. Velmi vysoké hodnoty pocházejí rovněž z let 1997 (91,9 %), 1999 (96,6 %), 2001 (97,3 %) a 2002 (91,49 %). Slabé invaze se u kokcií vyskytovaly v rozmezí 54,6–77,6 %, střední 10,2–31,2 %, silné pak 1,4–6,98 %. Vyhodnocení bylo převedeno z běžně používaného hodnocení intenzity parazitálních invazí (+ – +++) do podoby matematicko-statistické (tab. 2, graf 1)

Tab. 13. Vyhodnocení celkové koprologie.

	<i>Eimeria</i>	<i>Trichostrongylus</i>	<i>Trichuris</i>	<i>Protostrongylus</i>
Minimum	0	0	0	0
Maximum	4	3	2	1
průměr	1,8333333	1,301435	0,79524	0,180952
směr. odchylka	0,62381	0,642934	0,51501	0,296417
směr. odchylka	0,790318	0,77029	0,63312	0,384979
Modus	2	1	1	0
Medián	2	1	1	0
var.	0,624603	0,593347	0,40093	0,148209

Graf 1. Grafické vyhodnocení celkové koprologie.



8. Diskuze

8.1. Stanovení těžkých kovů

Výskyt vybraných těžkých kovů odpovídá zatížení prostředí, v kterém zajíc žije. Hlavní závěry byly definovány na základě analýz kalů ČOV, kde se hladina kadmia pohybovala v rozmezí 18,30–52,60 mg.kg⁻¹ a rtuti do 38,36 mg.kg⁻¹ (Zima 1989, Maňková a Chudík, 1987). Je proto nutné provádět aktivní biomonitoring změn zdravotního stavu zajíce, zjišťovat jednotlivé úrovně kontaminace orgánů a svaloviny zvířete cizorodými látkami (Nováková 1987, Páv a Márová 1988, Bukovjan et al. 1991, Kameník et al. 1991, Cibulka 1991, Bukovjan 1992). V ostatních středoevropských státech zaznamenala řada autorů poměrně vysoké rozpětí výskytu těžkých kovů u zajíce polního. Celkově nižší koncentrace kadmia byly pozorovány v dřívějších letech (Tataruch 1986, Rimkus a Wolf 1987). Vyšší zatíženost kadmiem sledoval Holm (1982). Tyto výsledky korespondují s předchozími pozorováními ve více postižených oblastech (Nováková 1987, Zabloudil 1989, Bukovjan et al. 1991).

Následně byla SVS ČR sledována v rámci monitoringu cizorodých látek i zvěřina zaječí zvěře bez rozlišení pohlaví (Kolektiv 1993). V předchozím roce 1992 byly naměřeny průměrné koncentrace kadmia 0,021 mg.kg⁻¹ (maximum 0,090 mg.kg⁻¹), rtuti 0,013 mg.kg⁻¹ (max. 0,245 mg.kg⁻¹), olova 15,79 mg.kg⁻¹ (max. 578,0 mg.kg⁻¹). V ledvinách této zvěře byl průměrný obsah kadmia 1,26 mg.kg⁻¹ (max. 4,8 mg.kg⁻¹), rtuti

0,353 mg.kg⁻¹ (max .5,60 mg.kg⁻¹), olova 0,89 mg.kg⁻¹(max. 10,23 mg.kg⁻¹). V játrech byly sledované kovy nalezeny v nižších koncentracích oproti ledvinám a naopak vyšší v porovnání se svalovinou. Průměrný obsah kadmia činil 0,204 mg.kg⁻¹ (max. 0,87 mg.kg⁻¹), rtuti 0,134 mg.kg⁻¹ (max. 1,20 mg.kg⁻¹), olova 0,807 mg.kg⁻¹ (max. 8,87 mg.kg⁻¹).

Ve shodném časovém horizontu uvádí Bukovjan (1992) koncentraci kadmia v játrech 0,681, v ledvinách 2,725 a ve svalu 0,163 mg.kg⁻¹, rtuti v játrech 0,937, v ledvinách 1,815 a ve svalovině 0,133 mg.kg⁻¹. Kolektiv (1992) uvádí koncentraci kadmia v játrech 0,170, olova 0,477 a rtuti 0,101 mg.kg⁻¹.

Hladiny olova jsou dlouhodobě sledovány na různých úrovních ekosystémů a populací. Mimo již zmiňované vlivy se nekontrolovaně projevuje i vliv silniční dopravy (Tataruch a Ondersheka 1981, Kletečka 1980, Král 1984, Páv a Márová 1988, Macourek 1989). Proti předchozím závěrům o zvýšených koncentracích olova u zaječí zvěře odlovené v blízkosti frekventovaných pozemních komunikací (Páv et al. 1995) statisticky neprokázal významný rozdíl mezi jedinci v námi sledovaných lokalitách, kde nejsou pozemní komunikace s vysokou frekvencí dopravy. Bylo prokázáno, že nízký obsah vápníku a vitamínu D, deficit železa a hladovění mohou zvýšit absorpci tohoto prvku trávicím ústrojím (Six 1982). Otrava olovem se projevuje již v hematologickém vyšetření, kde je popisován patognomický nález prezentovaný výskytem monocytární a mikrocitární anemie. Ve sledovaných lokalitách byly do poloviny 80. let zjištěny celkově nižší koncentrace těžkých kovů oproti současnosti (Bukovjan et al. 1987, Páv et al. 1985).

Páv a Bukovjan (1989) udávají kumulaci kadmia v závislosti na věku. U zvěře do 2 let zjistili v játrech 0,186 mg.kg⁻¹, v ledvinách 0,486 mg.kg⁻¹ a svalovině 0,141 mg.kg⁻¹. U zajíce 3–4letého pak v játrech objevili koncentraci 0,346 mg.kg⁻¹, v ledvinách 0,526 mg.kg⁻¹ a ve svalovině 0,068 mg.kg⁻¹. Dále uvádějí nadlimitní koncentrace rtuti v játrech 50–73,3 %, ledvinách 57–73 % a svalovině 10–29 %, kadmia 18–25 %, 60–86,7%, 35–79,3 % a ve svalovině okolo 10 %.

Při srovnání s hospodářskými zvířaty lze tedy říci, že orgány jsou zejména kontaminovány toxickými kovy v korelaci s věkem. Například hovězí maso vykazovalo průměrný obsah olova 0,38 mg.kg⁻¹, vnitřnosti 0,60 mg.kg⁻¹ a vepřové maso vykazovalo hodnoty 0,15 mg.kg⁻¹ a vnitřnosti bez bližší specifikace 0,40 mg.kg⁻¹. Kadmium v hovězím mase bylo stanoveno na 0,011 mg.kg⁻¹ a ve vnitřnostech 0,40 mg.kg⁻¹. Vepřové

maso bylo kontaminováno následovně: 0,009 mg.kg⁻¹ a vnitřnosti 0,28 mg.kg⁻¹. Rtut' (suma) byla stanovena u hovězího na 0,002 mg.kg⁻¹, ve vnitřnostech 0,34 mg.kg⁻¹ a ve vepřovém mase 0,003 mg.kg⁻¹ a ve vnitřnostech 0,028 mg.kg⁻¹ (Moldan et al. 1990, Bukovjan 1994).

Sledované toxické prvky mohou za určitých podmínek negativně ovlivňovat zdravotní stav a reprodukční schopnost zvíře (Zabloudil 1989, Bukovjan et al. 1990, Karpenko a Bukovjan 1991, Ciberej 1992, Bukovjan 1995, Bukovjan et al. 2010, Bukovjan 2011), dále se podílet na změnách v reprodukci (Karpenko a Bukovjan 1991, Ciberej 1992, Bukovjan 1994, Bukovjan 2010) či přežitelnosti mláďat (Kučera 1991). Účinky těžkých kovů ve vztahu k reprodukci byly sledovány zejména u hospodářských a pokusných zvířat (Hapke 1985, Zwinger 2003).

V současné době ještě není dostatečně vyhodnocen vliv hutí, průmyslových podniků všech typů, komunálních i průmyslových skládek, případně elektráren na kontaminaci ekosystému a zdravotní stav volně žijící zvíře, hospodářských zvířat i obyvatelstva (Maňkovská a Chudík 1987, Bukovjan a Páv 1989, Chudík a Maňkovská 1989, Bukovjan a Karpenko 1991, Kolektiv 1993).

Již dlouhou dobu jsou sledovány koncentrace olova na všech úrovních jednotlivých složek ekosystému a populací. Mimo již zmíněného vlivu superfosfátových hnojiv a kompostů (Findejsová et al. 1982, Zima 1989, Zabloudil 1989, Dimitrov 1990) se nekontrolovatelně uplatňoval i vliv automobilové dopravy (Paukert 1976, Paukert a Martiš 1977, Tataruch a Ondersheka 1981, Kletečka 1980, Jehlička 1982, Krečmer 1982, Král 1984, Páv a Márová 1988, Macourek 1989). Oproti předchozím závěrům o vyšší koncentraci olovem kontaminované zaječí zvíře odlovené v blízkosti frekventovaných komunikací (Tataruch a Ondersheka 1981, Páv et al. 1985) nebyl nyní prokázán statisticky významný rozdíl u jedinců odlovených na sledovaných lokalitách, které nepatří do skupiny s vyšší frekvencí autodopravy.

V rámci provedených laboratorních pokusů bylo mimo jiné prokázáno, že nízký obsah vápníku a vitamínu D, deficit železa a hladovění mohou zvýšit vstřebatelnost tohoto prvku trávicím ústrojím (Six 1982, Quaterman 1976). Intoxikace olovem se projevila v rámci hematologického vyšetření výskytem typické mikrocytární a monocytární anemie. Patofyziologicky je zaznamenána především nižší přežitelnost cirkulujících erytrocytů a vznik maligních, případně benigních nádorovitých onemocnění ledvin. Zaznamenán byl i

zvýšený výskyt chromozomových aberací a při nízkých dávkách i podstatné změny ve spermiogenezi.

Ve varlatech a vaječnících zaznamenali Bukovjan et al. (1991) u zaječí zvěře průměrnou koncentraci olova $0,95 \text{ mg.kg}^{-1}$ a $0,90 \text{ mg.kg}^{-1}$, ledvinách $1,43 \text{ mg.kg}^{-1}$, játrech $0,685 \text{ mg.kg}^{-1}$. Tyto výsledky se liší od souboru juvenilní zvěře ze shodných lokalit, kde byla koncentrace v játrech $0,54 \text{ mg.kg}^{-1}$ a ledvinách pak $0,60 \text{ mg.kg}^{-1}$.

Do poloviny 80. let byly zjišťovány celkově nižší koncentrace těžkých kovů na dlouhodobě sledované lokalitě Loučeň, jak udává (Páv et al. 1985), oproti zjištěním z roku 1987 (Bukovjan et al. 1988) a současným.

Při vyšetření zaječí zvěře na východním Slovensku zaznamenal Ciberej (1992) rozpětí koncentrací olova v ledvinách $0,184\text{--}2,44 \text{ mg.kg}^{-1}$ a játrech $0,427\text{--}2,483 \text{ mg.kg}^{-1}$, kadmia $0,853\text{--}2,724 \text{ mg.kg}^{-1}$ a $0,151\text{--}0,746 \text{ mg.kg}^{-1}$, rtuti $0,062\text{--}12,889 \text{ mg.kg}^{-1}$, $0,004\text{--}2,978 \text{ mg.kg}^{-1}$. Tyto výsledky jsou v částečné shodě s hodnotami publikovanými v České republice (Tota et al. 1987, Páv a Márová 1988, Bukovjan a Šebesta 1989, Zabloudil 1989, Bukovjan et al. 1991, Kolektiv 1993). V tomto případě jsou případné rozdíly zdůvodnitelné rozlišnou úrovní kontaminace ekosystému rizikovými těžkými kovy, který je nucena zvěř obývat.

Při laboratorním stanovení olova je nutno omezit možnou sekundární kontaminaci tímto prvkem a vyšetřovat tkáň mimo místo vstřelu. V řadě prací se prokázalo, že poloplášťové a plášťové střely u spárkaté, broky u drobné zvěře mohou nekontrolovatelně ovlivnit vlastní výsledky a ohrozit následných závěrů. Ve svých pracích zaznamenali Rimkus a Wolf (1987) sekundární kontaminaci ve svalovině až 39 mg.kg^{-1} , Bukovjan et al. (1991) až 180 mg.kg^{-1} a Urbánek et al. (1986) $4,87 \text{ mg.kg}^{-1}$ z okolí výstřelového kanálu. Z výsledků plošného monitoringu těžkých kovů v ČR je patrný vliv této kontaminace ve svalovině zejména u zaječí a bažantí zvěře (Kolektiv 1993).

Uváděné nadlimitní obsahy, následné procentuální vyjádření nepoživatelnosti orgánů a svaloviny pro přímý konzum obyvatelstvem odpovídá rozpětí udávanému v dřívějších pramenech (Bukovjana a Šebesta 1989, Bukovjan et al. 1990, Páv a Bukovjan 1989).

Rizikové chemické prvky, zejména olovo, rtuť a kadmium, mohou za určitého předpokladu negativně ovlivňovat zdravotní stav zvěře (Páv et al. 1985, Zabloudil 1989, Fanta a Bukovjan 1989, Páv a Bukovjan 1989, Črep et al. 1989, Bukovjan et al. 1990, Barnet et al. 1991, Karpenko a Bukovjan 1991, Ciberej 1992), případně se podílet i na změnách

v reprodukci (Bukovjan a Páv 1989, Karpenko a Bukovjan 1991, Ciberej 1992), přežitelnosti mláďat (Kučera, 1989).

I koncentrace rtuti v orgánech zajíce ve stejné době byly v okolních státech podstatně nižší (Frank 1981, Holm 1992, Kleminger, 1983, Tataruch 1985, Lutz 1985, Rimkus a Wolf 1987). Nižší koncentrace rtuti v parenchymech a svalovině zajíce polního uváděné v zahraničí jsou nejspíše výsledkem zákazu používání organických mořidel obilovin s vysokým obsahem rtuti. To řešila velká řada autorů, jejichž závěry jsou prakticky totožné (Tataruch a Ondersheka 1981, Hraško 1980, Hysek 1983, Macek et al. 1993, Páv et al. 1985, Bukovjan a Páv 1989, Kačúr 1990, Ciberej 1992–1993, Paukert a Nováková 1980, Nováková a Paukert 1981).

Zde zjištěné výsledky ukazují na zvyšující se obsah těžkých kovů u zajíce ve sledované lokalitě. Zvláště olovo má nárůst, který koresponduje s hodnotami tohoto prvku ve sledovaném ekosystému. Sledovaná lokalita vykazuje i snižující se počet zajíců (Zprávy o sčítání zvěře Jihomoravského kraje, 2005, 2009, 2011)(citace)

8. 2. Patomorfologické změny

Nádory benigního (nezhoubného) a maligního (zhoubného či metastazujícího) charakteru lze jak v lidské populaci, tak i v populacích hospodářských zvířat i volně žijící zvěře řadit z obecného pohledu do celého komplexu civilizačních chorob (Kodet a Bukovjan 2014). Zatímco nádorová onemocnění domácích zvířat nejsou vzácností, o této problematice u volně žijící zvěře v celé Evropě existují pouze útržkovité a neúplné informace, neboť zpravidla nejsou suspektní diagnózy nádorových onemocnění a jejich biologické vlastnosti ověřovány patohistologickým či histochemickým vyšetřením.

Jejich cílené sledování se provádí v České republice již od poloviny 80. let minulého století, přičemž novotvary jsou kasuisticky popsány, zdokumentovány, případně jsou u nich sledovány vybrané chemické biogenní i rizikové prvky (Bukovjan et al. 2011, 2014).

V souboru zajíců ulovených v letech 1987–90 v oblasti středních Čech byla nalezena také celá řada patomorfologických změn, přičemž pouze některé bylo možno interpretovat jako důsledek působení antropogenních faktorů. V plicích např. byly diagnostikovány krystalky průmyslových hnojiv aspirovaných při předchozí aplikaci. Ve dvou případech byla

v jaterní tkáni diagnostikována malokapénková steatosa, jež byla dávána do souvislosti s působením toxických nox mykotoxiny nevyjímaje, na rozdíl od velkokapénkové formy tohoto nálezu, který je příznačný pro dlouhotrvající monodietu, podvýživu a stres. Ojediněle byly v tomto orgánu diagnostikovány i fokální nekrózy, které mohou signalizovat mimo jiné proběhlou blíže neidentifikovanou intoxikaci (Karpenko a Bukovjan 1992).

Během období 1981–84, 1986–89, 1989–93 bylo možno pozorovat u zaječí zvěře nárůst podílu patomorfologických nálezů především na parenchymových orgánech (játra 49,7; 61,4; 64,5 % a ledviny 24,6; 42,7; 37,1 %). U ostatních orgánů bylo možno konstatovat stagnaci, případně i mírný sestupný trend, jako například u myokardu.

Patologicko-anatomickým vyšetřením zajíců se zabývali v letech 1988–2010 i na jihozápadním Slovensku (n = 1220) s následujícími výsledky. V procentuálním zastoupení patologicky změněných orgánů uvádějí postižení jater 17,9–70,0 %, ledvin 8,2–67,0 %, srdce 0–42,1 %, plic 9,6–72,2 % a sleziny 0–39,7 % (Jurčík et al. 2011). Tyto změny ukázaly větší postižení orgánů souvisejících s detoxikací organismu (játra, ledviny) a plic, které jsou přes dýchací cesty v přímém kontaktu s vnějším prostředím.

Obdobný, i když ne úplně shodný maligní nádor diagnostikovaný u zaječky z Hodonínska byl diagnostikován na játrech lišky obecné (*Vulpes vulpes*). Jednalo se o cholangiformní adenom (M 8160/3 C 22.1). U obou případů je zřejmá pokročilá nádorová kachexie, která byla popsána již dříve u Hodgkinova maligního lymfomu (kód M 9650/3 C 38.1), který byl zastižen u osmiletého srnce z oblasti Vysočiny (Bukovjan et al. 2011). Na Slovensku byl v oblasti TANAPu (Chovancová et al. 2012) zjištěn nádor u norníka rudého (*Clethrionomys glareolus*). Jednalo se benigní adenofibrom ovaria (kód M 9013/0 C. 56.9). Další nádory byly doposud diagnostikovány i u kuny skalní (*Martes foina*), a to typický hepatokarcinom, a u daňky evropského blíže neidentifikovaný nádor neuroektodermového původu s největší pravděpodobností patřící do skupiny schwanomů, kde je jejich původ odvozován od pochvy nervu (Bukovjan et al., 2011). Další nádory byly diagnostikovány u predátorů (Kutlvašr et al. 2014, Kodet a Bukovjan 2014 a,b, Bukovjan a Kodet 2014 a,b, Bukovjan et al. 2014 a). O nádorech zvěře se obecně zmiňují i Forejtek et al. 2013.

Koncentrace těžkých kovů a dalších toxikologicky významných prvků ve vnitřních orgánech a nádorech odpovídaly běžně zjišťovaným hodnotám u těchto druhů (Bukovjan a Karpenko 1996, Bukovjan et al. 2014 b).

Ve většině případů se jedná o nádory dobře klasifikovatelné anglosaským systémem ICD-O který se používá v humánní medicíně. Z tohoto důvodu lze jednoznačně potvrdit fakt, že nádory zvěře a lidí jsou prakticky shodné, případně velmi podobné (Karpenko a Bukovjan, 1996, Kodet a Bukovjan 2014).

8. 3. Parazitologická vyšetření

Parazité jsou u zaječí zvěře i v současnosti považováni za limitující faktor zdravotního stavu a tím i četnosti populace. Největším nebezpečím pro tuto zvěř je výskyt hromadinek (kokciidií). Jejich extenzita je v našich podmínkách celkem stabilizovaná. Velké rozdíly se však zjišťují pravidelně v závislosti na počasí v případě invazí. V našich podmínkách jsou zaznamenávána dvě maxima křivky, a to v jarním a pozdně letním období. Vzestup druhé vlny se dává do souvislosti s výskytem tzv. monodietního syndromu (steatózy) zaječí zvěře, který je charakteristický pro kvalitativní a kvantitativní hladovění v období srpna a září. Chroust a Forejtek (2010) uvádějí období hromadného hynutí mladých zajíců v měsících srpnu až říjnu a další nižší vrchol na jaře v březnu až dubnu. Klinická kokcidióza u zajíců je charakterizována především výrazným zánětem střeva a vysokou mortalitou. Kokcidióza se tak může stát i masovým regulátorem stavu zajíců.

Na základě rozsáhlých koprologických vyšetřování v 70.–80. letech minulého století uvádí Chroust (1979, 1984) v České republice osm druhů kokciidií s nejvyšším zastoupením druhu *E. robertsoni* a *E. leporis*, které se podílely na infekcích více než 70 %. Také Štěrbá (1982) diagnostikoval u vysokého počtu zajíců relativně vysoký výskyt kokciidií v letech 1967–1981 (62 %). Rovněž výsledky koprologických vyšetření téměř 300 zajíců ulovených v našich honitbách v letech 2007–2009 prokázaly trvale vysoké hodnoty prevalence v 70–90 % (Chroust a Forejtek 2010). Vysoká prevalence je popisována i z okolních zemí. Tak například na Slovensku závažnost parazitárních chorob zjištěná koprologickým vyšetřením trusu nasvědčovala tomu, že zejména střevní kokcidie z rodu *Eimeria*, aby se za náhle změněných povětrnostních, topických a trofických podmínek mohly stát limitujícím faktorem přežívání mláďat (Jurčík et al. 2011).

Výsledky parazitologických šetření jsou u kokcidiózy srovnatelné s daty získanými na jihozápadním Slovensku (Dublinský et al. 2010). Parazitologická vyšetření zajíců ($n = 1165$) v období 1988–2010 ukázala, že extenzita napadení kokcidiózou tam byla 95,5 % (v našich případech v období maxim 92–97 %), zatímco intenzita infekce byla poměrně nízká (II na + v 89,8 % vzorků, na ++ 5,2 %, na +++ v 2,3 % a ++++ v 2,6 % vzorků).

Trichostrongylóza (*Trichostrongylus*) byla zjištěna v 60,0 % případů (trichuriózy (*Trichuris leporis* v 30,5 % (Jurčík et al. 2011). Promořenost v našich výsledcích lze hodnotit jako velmi rozdílnou, neboť dosahovala rozpětí 65–92 %.

9. Závěr

Sledované rizikové chemické prvky, tedy olovo, rtuť a kadmium, lze bezesporu považovat za významné kontaminanty přírodního prostředí. Na základě zjištěných výsledků lze konstatovat, že výskyt olova v tkáních bioindikátorů je jedním z klíčových problémů kontaminace sledovaného ekosystému v ČR.

Olovo se deponuje v játrech více v porovnání s ledvinami, a to zhruba 1,47násobně. Průměrná koncentrace olova v játrech zaječí zvěře činila $0,4535 \text{ mg.kg}^{-1}$, v ledvinách pak byla nižší, $0,3080 \text{ mg.kg}^{-1}$.

Nadlimitní koncentrace olova ve vztahu k játrům a ledvinám jako poživatině se vyskytovaly v jednotlivých lokalitách různě. Nad povolený limit u jater bylo celkově v případě olova 18,43% všech vyšetřených vzorků. Nadlimitních koncentrací olova v ledvinách bylo 8,70 %, vzorků.

U rizikového kovu kadmia je vykazován u volně žijící zvěře ČR nárůst. Výsledky koncentrace jsou uvedeny v tab. č. 5. Zjištěné hodnoty jsou nejvyšší ve sledovaných oblastech v ČR.

Zatížení zaječí zvěře rtutí je ve sledovaném ekosystému také na poměrně vysoké úrovni. Zarážející jsou hodnoty v játrech.

Celkový obsah toxických kovů v prostředí negativně ovlivňuje populaci zajíce i další zvěře. Je proto nutné aktivně bojovat proti znečištění životního prostředí. Výsledky ukazují, že v prostředí zatíženém toxickými kovy toto zatížení nese i zvěř v tomto prostředí žijící.

Odbourávání toxických prvků v těle zajíce je jedním z hlavních důvodů utváření zhoubných i nezhoubných nádorů v játrech i ledvinách zajíce. V posledních letech, je nárůst tohoto jevu sledován i u jiných druhů zvířat. Je nutno však konstatovat, že nádorovým onemocněním u volně žijící zvěře se výzkum intenzivně zabývá zhruba posledních 10 let.

Byla zjištěna relativně vysoká extenzita a intenzita parazitárních invazí r. *Trichuris* a *Trichostrongylus*, rovněž i v případě střevních kokcií *Eimeria* spp. 1,83, *Trichostrongylus* 1,30, *Trichuris* 0,79. Z toho plyne, že by bylo vhodné provádět pravidelné léčení a sledovat zdravotní stav zajíce i v následujících letech. Dále doporučujeme zvýšit počet krmných zařízení a jeho dostatečné zásobení, aby zvěř dostávala v období nouze dostatek kvalitního krmiva a tím se zamezila doba hladovění (monodietní syndrom).

Literatura

- Ašmera J., Raclavský K., Raclavská H., 1989: Heavy metals in hair of hoofed game from Beskydy Mountains and the in submontane area (Czechoslovakia). Proc. Vth Int. Conf. Bioindicators Deterioration of the Region. Inst. Landscape Ecol., Č. Budějovice: 354–356.
- Bejček V., Jirouš J., Šťastný K., 1982: Rozdíl v hmotnosti sleziny hraboše polního (*Microtus arvalis*) mezi průmyslově exponovanou a kontrolní oblastí. Sbor. Životní prostředí venkovské krajiny, Brno: 66–72.
- Bejček V., Molíková D., Jirouš J., Šťastný K., 1982: Difference in leukocyte counts of the Common Vole (*Microtus arvalis*) between a region strongly influenced by industry and control region. Proc. IVth Int. Conf. Bioindicators Deterioration of the Region. Inst. Landscape Ecol., Č. Budějovice: 14–22.
- Bencko V., Cikrt M., Lener J., 1995: Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka. Nakl. Grada, 2. přepr. a dopl. vyd.
- Bencko V., Hartlová D., Mohyla O., 1977: Olovo ve tkáních králíků jako indikátor znečištění prostředí těžce kontaminovaného touto noxou. Čs. hygiena
- Bukovjan K., Bukovjanová E., Šebesta J., Bryčková E., 1991: Schwermetallen in Organen und Muskulatur von Feldhasen in Mittel-und Ostböhmen. Fleischwirtschaft 71, 7: 825–829.
- Bradl H. B. Heavy metals in the environment. Elsevier LTD. London: 2005. Vol. 6
- Bukovjan K., 1994: Zjišťování koncentrací cizorodých látek a aflatoxinu B₁ u vybraných druhů zvěře s ohledem na změny zdravotního stavu. Habilitační práce, VFU Brno.
- Bukovjan, K. et al., Zdravotní stav zajíce polního (*Lepus europaeus* Pall.) a jeho životní prostředí na modelovém území Loučeň. Práce VÚLHM 72, 1988 s.105-170
- Bukovjan K., Bukovjanová E., Karpenko A., Šebesta J., Páv J., Dvořák M., Zahradníková W., 1988: Zdravotní stav zajíce polního (*Lepus europaeus* Pall.) a jeho životní prostředí na modelovém území Loučeň. Práce VÚLHM, 72.

Bukovjan K., Hanzal V., Karpenko A., Bukovjanová E., 1995: Koncentrace vybraných chemických prvků v tkáních bioindikátorů s ohledem na jejich zdravotní stav. Sbor. referátů Mezinárodní vědecká konference k 35. výročí založení fakulty. Zemědělská fakulta JU, Č. Budějovice: 57–61.

Bukovjan K., Hanzal V., Karpenko A., Ivančák M., 1993: Monitoring ekologické situace v modelových oblastech. Závěrečná zpráva úkolu N 03-331-865, VÚLHM Jíloviště-Strnady.

Bukovjan K., Hoffmann V., Bukovjanová E., 1993: Výskyt reziduí organických cizorodých látek v tukové tkáni zajíců polních (*Lepus europaeus* Pall.). Lesnictví–Forestry 39: 308–312.

Bukovjan K., Karpenko A., 1989: Koetánní teratom ovaria u zajíce polního. Folia venatoria 20: 331–335.

Bukovjan K., Karpenko A., 1996: Koncentrace chemických prvků v nádorech zvěře klasifikovaných systémem ICD-O. Veterinářství 10, 96: 423–425.

Bukovjan K., Kutlvašr K., Němec V., Toman A., 2011: Civilizační nemoci u volně žijících zvířat. Sborník z konference Tatry 2010: 25–30.

Bukovjan, K., Kutlvašr, K., Kodet, R., 2014, Contents of chemical elements in tissues of European badger (*Meles meles*) affected by ovarian tumour

Bukovjan K., Kodet, R. 2014: Zhoubný nádor vaječníků samice jezevce lesního. Stráž myslivosti-Myslivost 5, 52-53

Bukovjan K., Kodet R. Spalová B., 2014: Záchyt komplexního odontomu a vady chrupu lišky obecné. Stráž myslivosti-Myslivost 7, 45-46.

Bukovjan K., Toman A., Kutlvašr K., Marada P., Kodet R., Sláma P., Křikava L., 2014: Contents of chemical elements in tissues of European badger (*Meles meles*) affected by ovarian tumour – a case report. Acta vet. Brno 83: 139–143.

Bukovjan K., Páv J., Karpenko A., 1991: Determination of residuals of chemical elements in organs and muscles of roe deer. Folia venatoria 21: 67–76.

Carter J. H., Richmond R. E., Tartar H. W., 1992: Quantitative image cytometry of hepatocytes expressing gamma-glutamyl transpeptidase and glutathione S-transferase in diethylnitrosamine – initiated rats treated with phenobarbital and or phthalate esters. J. Histochem. Cytochem. 40: 1105–1115.

Ciberej J., 1992: Vplyv životného prostredia na reprodukčnú schopnosť zajaca poľneho (*Lepus europaeus* Pall.) na východnom Slovensku. Habilitačná práca, VŠZ Brno, 107 pp.

Ciberej J., Mareček I., 1990: Určovanie veku zajaca poľneho (*Lepus europaeus* Pall.) na základe vytvárania periostálnych línií v profile spankovej kosti. Folia venatoria 20.

Corridan J. P., 1974: Headhair simplex as indicators of environmental pollution. Environ. Res. 8/1: 12–16.

Črep, K.; Breyl, I.: Spektrum rezíduí a hladín transferáz alkalického fosfatázy v závislosti od aplikácie herbicídov u zajaca poľneho. Zbor. XVII, „Aktívne zdravie – základ produkcie a reprodukcie zvierat“. Košice, 1989, s. 197–198.

Črep K., Breyl I., Sviatko P., : Obsah rizikových kovov po aplikácii olovnatej soli u zajaca poľneho. Zborník „Produkcia a zdravie v chovoch kožušinových zvierat“, Stará Lesná TANAP, 191, s. 46–48.

De Filippis, L.F. and H. Ziegler.: Effect of sub lethal concentrations of zinc, cadmium and mercury on the photosynthetic carbon reduction cycle of *Euglena*. J. Plant Physiol., 142, 1993: 167–172.

Dobšínský, O.: Príspevok k poznaniu helmintov poľných zajacov v oblasti východného Slovenska. Helminthologia, 1957, s. 164–170.

Doyle J. J.: Effect of Low Levels of Dietary Cadmium in Animals – A. Review. J Environ. Qual. 6, 1977, s. 111–116.

Dubinský P., Vanilková Z., Hurníková Z., Miterpáková M., Slamečka J., Jurčík R., : 2010: Parasiti infections of the European brown hare (*Lepus europaeus* Pallas, 1778) in south-western Slovakia. Helminthologia čy, 4: 219–225.

Eder M.; Gedigk P.: Lehrbuch der allgemeinen Pathologie und der pathologischen Anatomie, 31. Aufl. Berlin, Heidelberg, New York: Springer, 1984.

Englund J., 1965: Studies on food ecology of the red fox in Sweden. Viltrevy 3, 485 s.

Fanta B., Bukovjan K. 1989: Zajíc polní - bioindikátor rostlinné výroby. Celostátní konference ČSVTS Brno VŠZ, s. 99.

Flux J. E. C., 1965: Incidence of ovarian tumors in hares in New Zealand. J. Wildl. Manag. 29, 3: 622–624.

Forejtek P., Rajský D., Vodňanský M., Rajský M., 2013: Zdravotní problematika zvěře. Veterinární a farmaceutická fakulta Brno, ISBN 987-80-7305-652-201-0, 221- 225.

Frölich K., Wisser J.; Schmäuser H.; Fehlberg U.; Neubauer H.; Grunow R.; Nikolaou K.; Priemer J.; Thiede S.; Streich W. J., Speck S.: Epizootologic and ecologic investigations of European brown hares (*Lepus europaeus*) in selected populations from Schleswig – Holstein, Germany. J. Wildlife Diseases, 2003, Oct; 39 (4): 751–761.

Hesse L. W., Brown R. L., Heisinger J. P., 1975: Mercury contamination of birds from a polluted watershed. J. Wildl. Managmt. 39: 299–304.

Hoffmann W., Morl Ch., 1985: Dermoidzyste bei einer Häsin. Zeit. f. Jagdwissenschaft 31: 184–186.

Hintnaus J.: Aktuální problémy zátěže lovné zvěře cizorodými látkami. Sborník „Vliv negativních civilizačních faktorů na život zvěře, ryb a včel“, ČSVTS Prachatice, 1989, s. 142–147.

Hunter B., Johnson M. S., 1982: Food chain relationship of copper and cadmium in contaminated grassland ecosystems. Oikos 38/1: 108–117.

Chroust K., Forejtek P., 2010: Trichinelóza. Myslivost 10/2010: p. 38

Chovancová B., Bukovjan K., Němec V., Kutlvašr K., 2012: Metale smierci czyli ekotoksikologiczne badania zwierzat tatrzańskich. Tatry TPN 3 (41): 44–51.

Janda J., 1977: Účinek nových rodenticidních přípravků na lovnou zvěř. Zprávy Čs. zool. spol. 10–12: 58.

Jirouš J., 1979: Endoparasitofauna zajíce polního (*Lepus europaeus* Pall.) v místech s různým stupněm narušení prostředí antropogenními faktory. Rig. Práce PřF UK Praha: 120 pp.

Johnels A., Tyler G., Westermarck T., 1979: A history of mercury levels in Swedish fauna. *Ambio* 8/4: 160–168.

Johnson D. E., Millery J. B., Prevost R. J., 1974: Trace metals in occupationally and nonoccupationally exposed individuals. Preprint Health Consequences of Environmental Controls Impact of Mobile Emissions Control, Durham April 16–19: 21 pp.

Jurčík R., Slamečka J., Mertin D., Gašparík J., Ondruška L., Trusínová M., 2011: Zdravotný stav zajacov poľných z juhozápadného Slovenska z pohľadu štvrt'oročia. Zbor. ved. prác z konf. „Zajac poľný pred štvrt'oročím a dnes“, Nitra: 69–74.

Jurcik R., Suvegova K., Hanusova E., Massanyi P., Ryban L., Chrenek P. 2007. Evaluation of haematological, biochemical and histopathological parameters of transgenic rabbits. *J. Vet. Med. A*, 54:s. 527-531

Kafka Z., Punčochářová J., 2002: Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita. *Chemické listy* 96, 7: 611–617

Kameník P., Bukovjan K., Karpenko A., Štěrba F. 1993: Vorkommen von Lebersteatosen und Fettkonzentraion in der Leber von Feldhasen (*Lepus europaeus* Pall.) im Jahresvwerlauf. *Z.f.Jagdwissenschaft* 19, 15-21.

Kameník P., Bukovjan K., Karpenko A., 1993: Využití volně žijící zvěře jako bioindikátora zatížení ekosystému cizorodými látkami. Zborník z konferencie „Ekotoxikologizácia potravinového reťazca“, Košice.

Karpenko A., Bukovjan K., 1992a: Komplexní odontom horní čelisti lišky (*Vulpes vulpes* L.). *Veterinářství* 42: 421.

Karpenko A., Bukovjan K., 1992b: Histopathologische Berunce beim Feldhasen im Rahmen von Kontrollgängen in den Jahren 1987 bis 1990. *Z. f. Jagdwissenschaft* 38: 171–177.

Karpenko A., Bukovjan K., 1996: Nádory volně žijících zvířat, Česká a slovenská patologie 32, 2, 78-83

Karpenko A., Bukovjan K., 1995: Nález extracelulárního ceroidu v tukové tkáni ondatry pižmové. Veterinářství 7/95: 306–308.

Kierdorf H., Kierdorf U., Sedláček F., 1996: Cerviden als Bioindikatoren einer Umweltbelastung durch Fluor in Nord-Böhmen. Z. Säugetierkunde, 61 (Suppl.): 28.

Kleininger J., 1983: Untersuchungen über die Eignung von freilebenden Wildarten als Bioindikatoren zur Erfassung von flächenhaften Schwermetallkontaminationen in Niedersachsen. Tierarztl. Hochschule Hannover, 162 pp.

Kodet R., Bukovjan K., 2014: Výskyt nádorových onemocnění u zvěře. Stráž myslivosti-myslivost 4, 42-43

Kodet R., Bukovjan K., 2014: Myxoidní liposarkom jezevce lesního. Stráž myslivosti-Myslivost 6, 59-60

Kodet R., Bukovjan K., 2014: Nádorové onemocnění mléčné žlázy lišky obecné. Stráž myslivosti-Myslivost 8, 46-47

Kopp Ch., 1974: Blei in Pflanzen und Tieren. 2. Mitteilung. Die Bleiaufnahme, Bleispeicherung und Bleivergiftungen bei Tieren. Tierarztl. Umschau 29/6: 318–323.

Koudela K., Šaloun V., Nováková E., Slámová P., Trojánek A., 1984: Methemoglobinémie bažantů a zajíců jako indikátor zátěží organismu nadměrně používanými dusíkatými hnojivy. Sbor. VŠZ v Praze – Fak. agronomická. Řada B, 40: 21–38.

Kramárová M., Massányi P., Slamečka J., Tataruch F., Jančová A., Gašparík J., Vaniš M., Kováčík J., Toman R., Gálová J., Jurčík R., 2005: Distribution of cadmium and lead in liver and kidney of some wild animals in Slovakia. J. Environ. Sci. Health 40: 593–600.

Krédl F., Breyl I., 1981: Rezidua chlórovaných pesticidů v orgánech volně žijící zvěře. Folia venatoria 10–11: 143–161.

Modrá H., Svobodová Z., 2008: Mercury in hair as an indicator of the fish consumption. Neuroendocrinology letters 5: 675–679

Kutlvašr K., Bukovjan K., Kodet R., 2014: Bilateral low grade serous adenocarcinoma of the ovaries in a badger (*Meles meles L.*) and its association with a borderline serous ovarian tumour: A case report. Veterinarni medicina 59: 44-50.

Kříž J., Pelech L., Mádlo Z., Vokounová D., 1976: Kostní věk u dětí z oblastí znečištěného ovzduší. Čs. hygiena 21/6–7: 326–330.

Kučera, O.: Změny v hematologických hodnotách zaječí zvěře a jejich vliv na početní stavy zajíců. Podkladová práce pro Závěrečnou zprávu úkolů A 12-331-814/02, 1989, s. 1–13.

Macek M., Hartman P., Škopová I., 1993: Participation of a specific substrate degrading strain in a mixed bacteria culture as a result of ciliate grazing. Int. Rev. Ges. Hydrobiol. 78, 4: 557–574.

Maňkovská B., 1982: Vplyv priemyselných imisií v oblasti hliníkárne na srnčiu zver. Folia venatoria 12: 283–287.

Massányi P., Tataruch F., Slamečka J., Toman R., Jurčík R., 2003: Accumulation of lead, cadmium and mercury in liver and kidney of the brown hare (*Lepus europaeus*) in relation to season, age, and sex in the West Slovakian Lowland. J. Environ. Sci. Health, Part A, 38, 7: 1299–1309.

Marboutin E.; Bray Y., Peroux R., Mauvy B., Lartiges, A., 2003: Population dynamics in European hare: breeding parameters and sustainable harvest rates. Journal of Applied Ecology 40: 580–591.

Miki M., 1959: Lead in blood, urine and faeces of the rabbits. Osaka City Medical J. 4: 135–148.

Miková M., Nováková E., 1979: Variation of corneal GAG values of hares in relation to environmental pollution by industrial emissions. J. Toxcol. Environ. Health 5/5: 891–897.

Miková M., Nováková E., 1980: Veränderungen der Glykosamineglykane in der Hornhaut der Feldhasen in Bezug zur Umweltverunreinigungen durch Immissionen. Proc. IIIrd Int. Conf. Bioindicators Deteriorationis Regionis. Inst. Landscape Ecol., Praha: 295–302.

Mikeš C., 1988: Zjišťování kontaminace přírodního a životního prostředí reziduí chlorovaných uhlovodíků prostřednictvím vybraných bioindikátorů se zaměřením na rezidua PCB. Atest. práce II. VŠZ Praha, Kostelec n. Č. lesy, 146 pp.

Miková M., Nováková E., 1986: Mögliche Anwendung der Glykosamineglykane in der Augenhornhaut zur Bodiagnose der agrochemikalischen Umweltkontamination. Proc. IVth Int. Conf. Bioindicators Deteriorationis Regionis. Inst. Landscape Ecol., Č. Budějovice: 144–151.

Moldan B. et al., 1990: Životní prostředí České republiky. Academia Praha, 284 pp.

Mörner T.; Sandström G.; Mattsson R.; Nilsson P. O. 1988: Infections with *Francisella tularensis* biovar palaeartica in hares (*Lepus lipidus*, *Lepus europaeus*) from Sweden. J. Wildlife Diseases, 24: 422–433.

Mouthon G.; Lapras M., Richard Y., Quabdesselam M., Oudar J.: Etude de quelques parametres biochimiques sanguins chez le lievre (*Lepus europaeus*). Bull. Soc. Sci. Vet. et Méd. comp. 78, 1976, s. 227 – 230.

Nováková E., 1970: Influence of air pollution cause by industry on urine reaction in hares. In: Proc. 8th Int. Congress Prague 1969, Excerpta medica: 712–716.

Nováková E., 1984: Vztah mezi rozmnožovacím koeficientem zajíce polního (*Lepus europaeus* Pall.) a některými podmínkami prostředí. Folia venatoria 14: 107–127.

Nováková E., Dušek J., 1974: Závislost intenzity napadení bažantů srostlicí trvalou (*Syngamus trachea* Mont.) na charakteristikách stanoviště. Quaestiones geobiologicae 13: 133–171.

Nováková E., Dušek J., 1983: Interdépendance entre la vitesse de l'ossification du cubitus chez le lièvre commun (*Lepus europaeus* Pall.) et certains impacts anthropogenes dans l'environnement. In: XVIth Int. Congress of Game Biologists, Štr. Pleso 1983.

- Nováková E., Hanzl R., 1965: Změny v kvalitě srnčích parůžků z podkrušnohorské průmyslové oblasti. Sbor. Věd. les. ústavu VŠZ v Praze 8: 45–72.
- Nováková E., Hanzl R., 1973: Sexuální index mladé populace srnčí a jelení zvěře v různých ekosystémech. Lynx 14: 14–19.
- Nováková E., Hanzl R., 1974: Příspěvek k určení potenciálu krajiny pro chov některých druhů zvěře. Quaestiones geobiologicae 13: 7–83.
- Nováková E., Hanzl R., 1985: Závislost sexuálního indexu juvenilní části srnčích a jeleních populací na antropickém rušení prostředí. Acta venatoria 15: 95–106.
- Nováková E., Roubal Z., 1973: Taux de calcium et de phosphore dans le serum sanguin des lievres exposes aux pollutions de l'air. In: Union international des Biologistes du Gibier. Actes du X^e Kongres, Paris 1971: 529–536.
- Nováková E., Paukert J., 1974: Influence of industrial immissions on cation contents in the hair of common hare (*Lepus europaeus* Pall.). In: Int. Congress of Game biologists, Stockholm 1973: 423–438.
- Nováková E., Paukert J., 1979: Návrh metody na výzkum testových savců pro potřeby dlouhodobého sledování změn znečištění na území regionální stanice „GEMS“. In: Regionální stanice „GEMS“ 1. sv. HMÚ Praha: 142–148.
- Nováková E., Paukert J., 1980: Schwankungen des Schwefelgehaltes im Harn des Feldhasen als Indikator für Umweltverunreinigungen. Proc. Int. Conf. Bioindicators Deteriorationis Regionis. Inst. Landscape Ecol., Praha: 289–294.
- Nováková E., Paukert J., 1982: Rozmnožovací koeficient zajíce polního (*Lepus europaeus* Pall.) a kumulace některých prvků z imisí v jeho srsti. Folia Venatoria 12: 225–238.
- Obrusník I., Bencko V., 1979: INAA Study on trace elements in hair of three selected groups in Czechoslovakia. Radiochem. Radioanal. Letters 38/3: 109–196.
- Obrusník I., Paukert J., 1984: Indication of environmental pollution by means of INAA of the hair of some free living mammals. J. Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Articles 83/2: 397–406.

Olier, B.; Montet, P., 1972: Comment créer et conduire un élevage de lièvres, Imprimerie Lecha, Toulouse, 235 s.

Onderscheka, K.; Tataruch, F.; Steinech T.; Klug, B.; Kläring, W.; Kastl, H.: Normalwerte von Wildtieren, Teil 1: Feldhase. Eingenv Verlag: Forschungsinstitut für Wildtierkunde der Vet. med. Univ. Wien, 1982

Pařízek, J.: Effect of cadmium salts. Nature (London), 1956, 117, s. 1036 - 1037

Paukert J., 1988: Fluorine in the urine of the common hare (*Lepus europaeus* Pall.) and in the precipitation fallen in the regions influenced by smoke immissions. Ekológia (ČSSR) 3: 299–309.

Paukert J., 1993: Hraboš polní jako indikátor imisní zátěže v Severočeské hnědouhelné pánvi. Záv. zpráva grantového projektu AV č. 64 902. ÚKE AV ČR, Č. Budějovice, 28 pp.

Paukert J., Obrušník I., 1986a: Nutzung des Arsen-, Selen- und Eisengehalts im Haar der Waldmaus (*Apodemus sylvaticus* L.) und der Feldmaus (*Microtus arvalis* Pall.) zur Beurteilung der Kontaminationsstufe von kleinflächigen Lokalitäten in einem industriellen Ballungsgebiet. Proc. IVth Int. Conf. Bioindicators Deteriorationis Regionis, Inst. Landscape Ecol., Č. Budějovice: 172–175.

Paukert J., Obrušník I., 1986b: The hair of the common hare (*Lepus europaeus* Pall.) and the common vole (*Microtus arvalis* Pall.) as indicator of the environmental pollution. J. Hyg. Epidem. Microbiol. Immunol. 30: 27–32.

Páv J., 1985: Zdravotní stav zajíců v různých zemědělských oblastech. Záv. zpráva VÚLHM, Jíloviště-Strnady, 65 pp.

Páv J., Márová M., 1988: Výskyt olova, kadmia, rtuti v orgánech a svalovině zajíců. Folia venatoria 18: 151–169.

Pavelka J., Šebesta J., 1982: Vliv průmyslových škodlivin na volně žijící a hospodářská zvířata. Acta hygienica, epidemiologica et microbiologica, příl. 3: 137–148.

Pielowski Z., 1972: Studies on the European Hare XXIX. – Home Range and degree of residence of the European hare. Acta theriologica 17/9: 93–103.

Pielowski Z., Raczyński J., 1976: Ecological conditions and rational management of hare population. In: Ecology and management of European hare population. Warszawa: 269–286.

Porter P.: *Hydrochemie*. 2. přeprac. a rozšíř. vyd. Praha: SNTL, 1990, 565 s. ISBN 80-030-0525-6.

Prell H., 1937: Die Schädigung der Tierwelt durch die Fernwirkung von Industrieabgasen. Arch. Gewerbepath. Gewerbehyg. 7: 656–670.

Rimkus G., Wolf M., 1987: Schadstoffbelastung von Wild aus Schleswig-Holstein. 2. Mitteilung: Rückstände von Dieldrin, Heptachorepoxid und anderen Cyclodien-Insektiziden im Leberfett von Hasen (*Lepus europaeus* Pall.) Z Lebensm Unters Forsch 184: p. 308-312

Rychnovský B., 1995: Regulace početnosti a kontaminace hraboše mokřadního na imisních holinách Beskyd. Zpravodaj Beskydy "Vliv imisí na lesy a lesní hospodářství Beskyd" (MZLU, Brno), 7: 161–164.

Rychnovský B., Nápravník A., 1990: Kontaminace drobných hlodavců povodí Fryšávky těžkými kovy (úvodní studie). Sbor. mezinár. symposia Ekologie a kultura, ochrana a ekologický rozvoj kulturních krajín. KS SPPOP Brno, Správa CHKO Žďárské vrchy, VŠZ Brno: 291–300.

Sawická-Kapusta K., 1978: Ocena zawartości metalicznych w porożach sarn a lasów ślaskich Archivum ochrony srodowiska 1: 107–121.

Sedláček F., Valach R., Sedláček F. st. 1991: Vývoj hladiny fluoru u jelena evropského zoologů. Čs. zool. spol., Brno: 22.

Sedláček F. (nepubl.): Antropogenní faktory na úrovni jedince a populace (rkp.).

Semizorová I., Švarc J., 1987: Zajíc. SZN Praha, 164 pp.

Skerfving S. 1998: Heavy metal toxicology. Applied Radiation and Isotopes 49, 5/6: 697.

- Slamečka J., Jurčík R., Tataruch F., 1994: Kumulácia ťažkých kovov v orgánov zajaca poľného (*Lepus europaeus* Pall.) na juhozápadnom Slovensku. *Folia venatoria* 24: 77–87.
- Solčiansky A., 1989: Zajac poľný – poľovnícky výskum. *Poľovníctvo a rybárstvo* 1989: 6–7.
- Stroh G., 1931: Zwei sichere Altersmerkmale beim Hasen. *Berliner Tierärztl. Wochenschrift* 12: 180–181.
- Šebová K., Solčiansky A., Slamečka J., 1990: Makro a mikroskopické studium samičích pohlavních orgánov zajaca poľného v čase lovu na Západoslovenském nížine. *Folia venatoria* 20: 113–124.
- Ševčík B.: Možnosti prevence a tlumení kokcidiózy zajíců v klecových chovech, případně ve volnosti. Sborník „Zajíc, králík a myslivecky významní hlodavci“, ČMNJ, 2002, s. 93-96
- Ševela K., Havlát F., Havráňková V., Gajdůšková V., Olšová J.; Clearance peritoneální membrány pro vybrané látky v závislosti na expozici estery kyseliny ftalové. 26. Český nefrologický kongres, Brno, 1996.
- Špenik M. et al: Zdravotná situácia v zajačej populácii vo vybraných oblastiach Slovenska v rokoch 1976 – 1977. Zborník referátov z medzinárodného seminára o chove a ochrane zajaca poľného. Komárno, 1978, s. 84–115.
- Tataruch F. 1986: Sind freilebende Wildtiere als Bioindikatoren geeignet? Proc. IVth Int. Conf. Bioindicators Deteriorationis Regionis. Inst. Landscape Ecol., Č. Budějovice: 322–329.
- Tataruch F., Ondersheka K., 1981. Belastung freilebender Tiere in Österreich mit Umweltschadstoffen (III): Gehalt an Quecksilber in Organen von Feldhasen. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 27, p. 266–270.
- Thenius E. 1972: Grundzüge der Verbreitungsgeschichte der Säugetiere. Jena, p. 213–217.
- Tohyama C., Shaikh Z. A., Ellis K. J., Cohn, S., 1981: Metallothionein excretion in urine upon cadmium exposure. Its relationship with liver and kidney cadmium. *Toxicology* 22/3: 181–191.

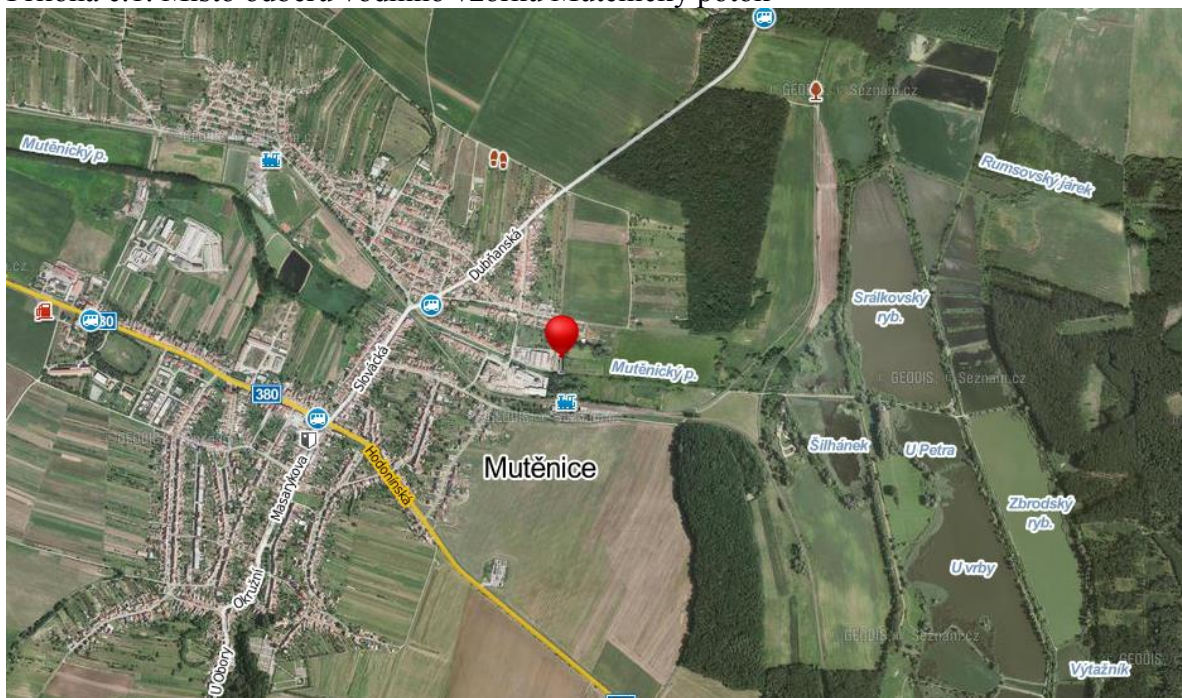
Urbánek R., Kemeney D.M., Richards D.R. 1986: Subclass of anti-bee venom antibody produced during bee venom immunotherapy and its relationship to long-term protection from bee stings and following termination of venom immunotherapy. Clin Allergy 16. p. 317–322.

Valach R., Sedláček F., Hezina F., 1993: Assessment of the amount of fluoride taken up by red deer affected by industrial fluorosis from soil via plants. In: Mengen- und Spurelemente. MTV Hammerschmidt, Gersdoff: 261–265.

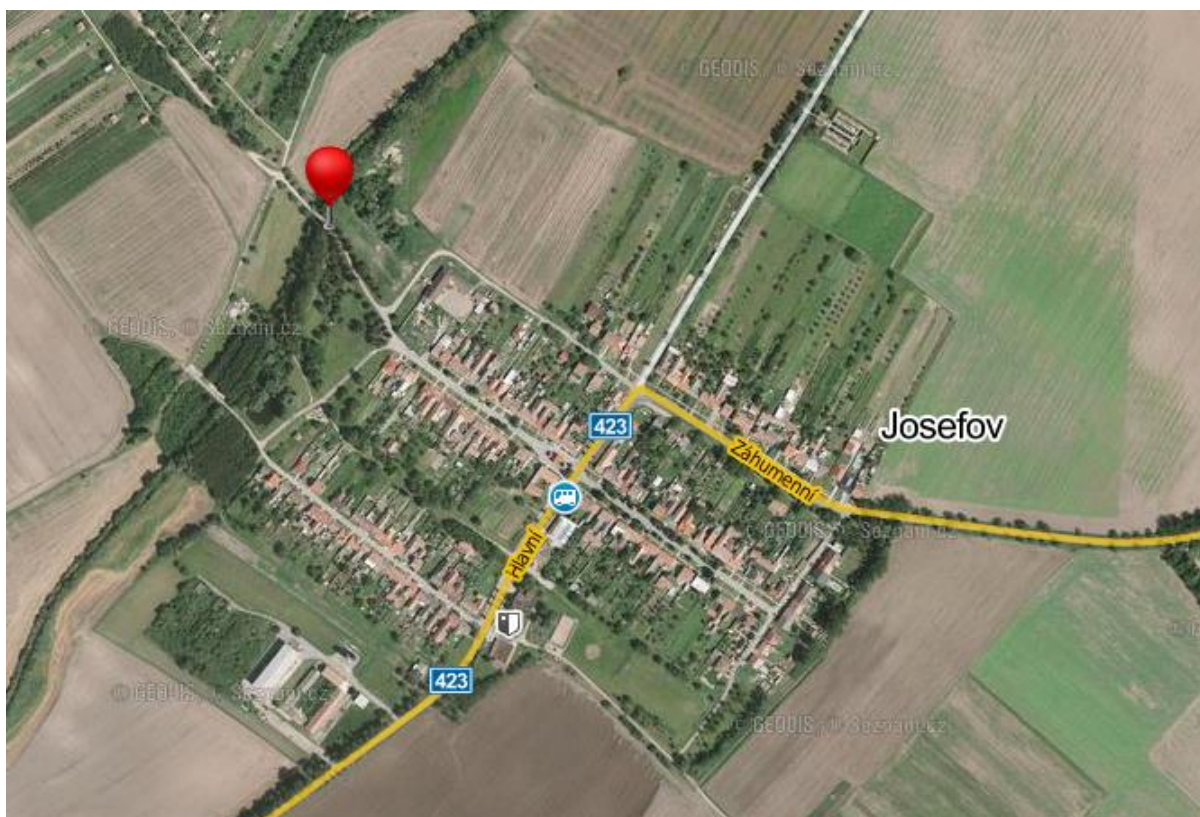
Zabloudil F., Macek D., 1989 Myslivost pro veterinární lékaře. p. 78–93.

Přílohy

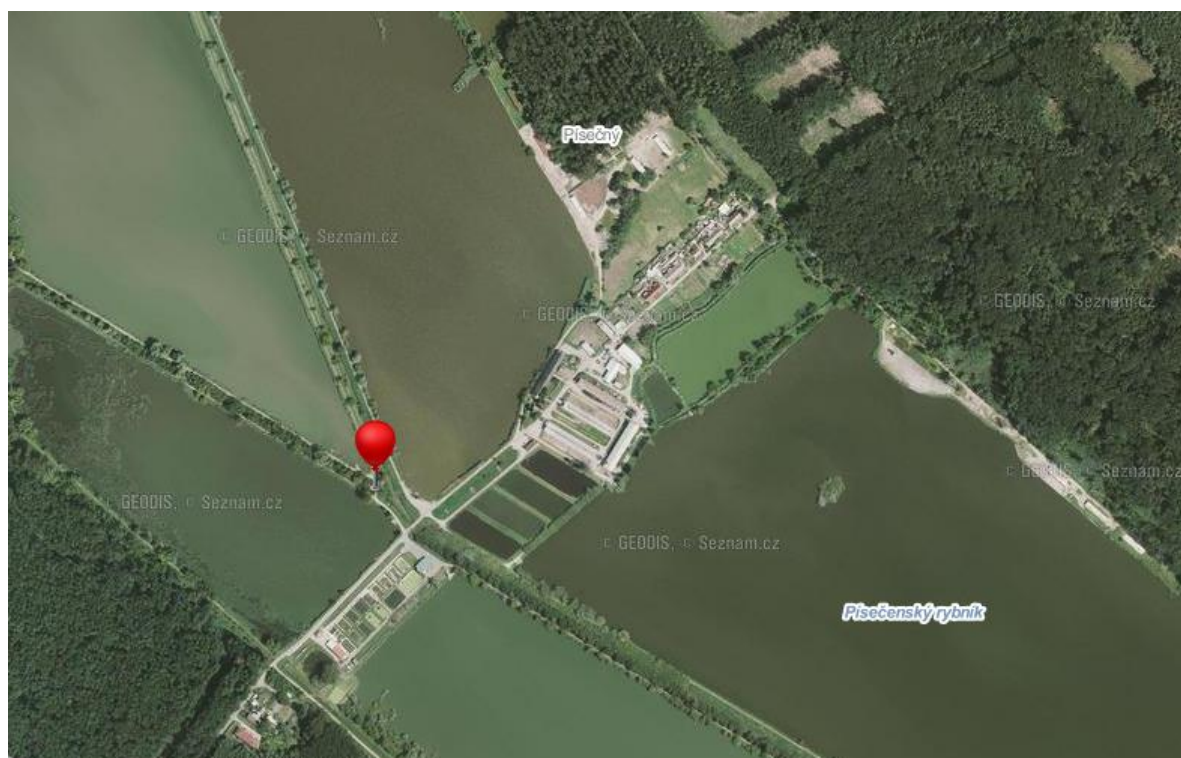
Příloha č.1. Místo odběru vodního vzorku Mutěnický potok



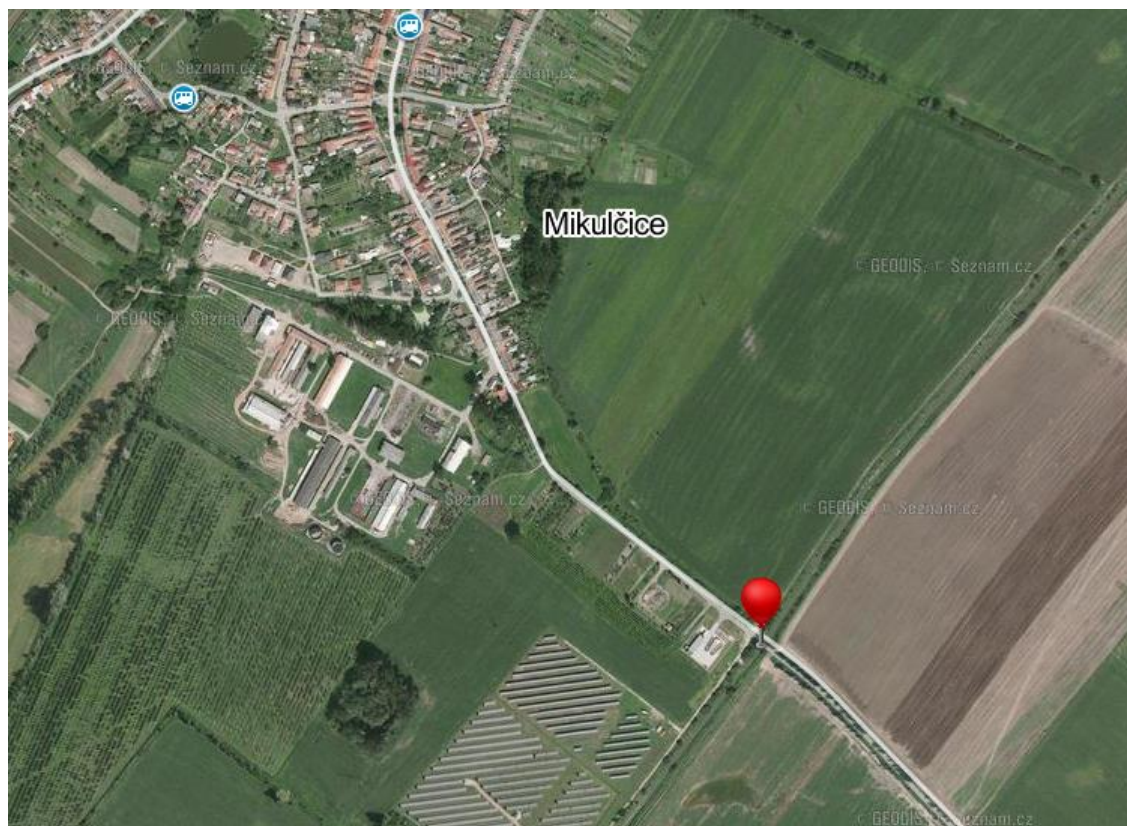
Příloha č.2. Místo odběru vodního vzorku Josefovský potok



Příloha č. 3. Odběrné místo vodního vzorku Písečnický rybník



Příloha č. 4. Odběrné místo vzorku vody Mikulčický potok



Příloha č. 5. Spektrální fotometr



Příloha č. 6. Spektrální fotometr



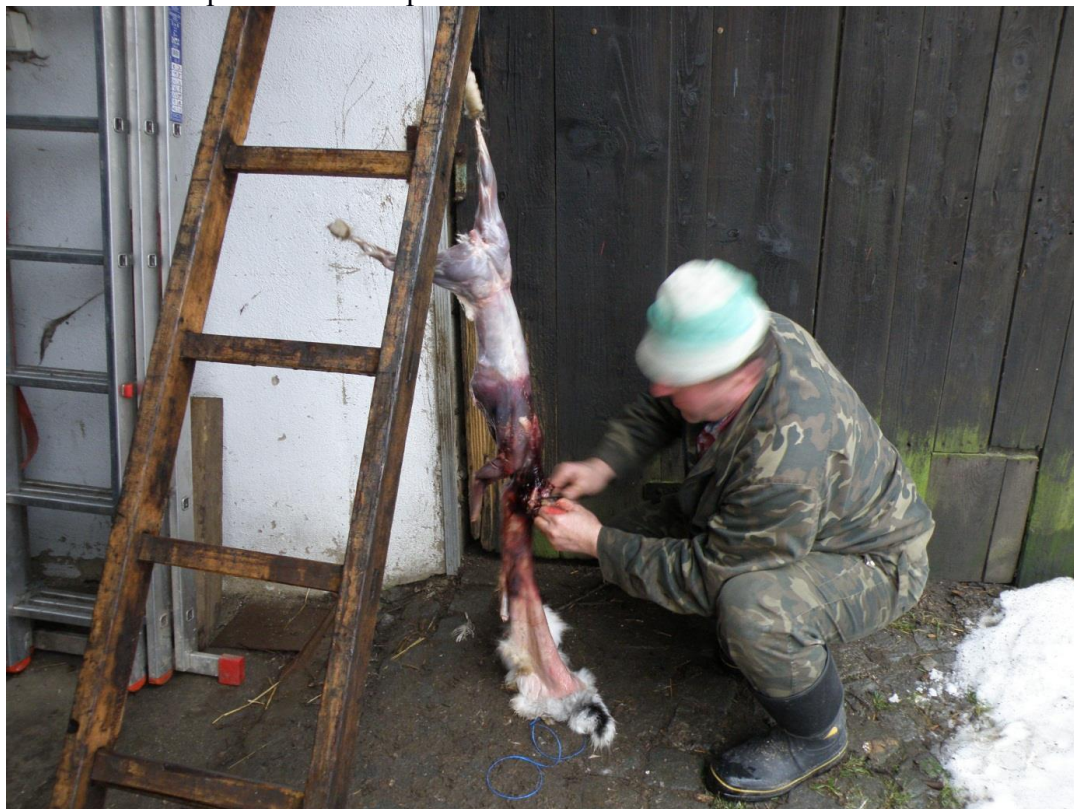
Příloha č. 7. Spektrální fotometr



Příloha č. 8. Vzorkovnice



Příloha č. 9. Příprava vzorku k pitvě



Příloha č. 10. Pitevnická práce



Příloha č. 11. Označené vzorky vnitřností



Příloha č. 12. Zápis vzorků



