

**ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE**

**FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ**

**KATEDRA APLIKOVANÉ EKOLOGIE**

Deponování výskytu rtuti v organismu zajíce polního

**BAKALÁŘSKÁ PRÁCE**

Vedoucí práce: prof. Ing. Zdeňka Wittlingerová, CSc.

Bakalant: Eva Urbanová

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

## ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Eva Urbanová

Územní technická a správní služba

Název práce

**Deponování výskytu rtuti v organismu zajíce polního**

Název anglicky

**Deposition of mercury occurrence in the hare organism**

---

### **Cíle práce**

Cílem práce bylo vypracovat literární rešerši na téma problematiky rtuti deponované v organismu zajíce polního.

### **Metodika**

Rešerše byla zaměřena na jednotlivé formy rtuti, její deponování v organismu zaječí zvěře a využití tohoto druhu v ekologickém monitoringu. Byly zpracovány dostupné literární zdroje v delším časovém horizontu včetně zahraničních týkající se této problematiky.

**Doporučený rozsah práce**

30 stran

**Klíčová slova**

rtuť, formy rtuti, zajíc polní

---

**Doporučené zdroje informací**

BUKOVJAN K., BUKOVJANOVÁ E., DVOŘÁK M., KARPENKO A., PÁV J., ŠEBESTA J., ZAHRADNÍKOVÁ W., 1990: Vliv zatížení prostředí na zdravotní stav zajíce polního (*Lepus europaeus* Pall.). *Folia venatoria* 20, s. 91-111.

CIBULKA J. a kolektiv, 1991: Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře. Praha: Academia. 432 s.

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.

---

**Předběžný termín obhajoby**

2018/19 LS – FŽP

**Vedoucí práce**

prof. Ing. Zdeňka Wittlingerová, CSc.

**Garantující pracoviště**

Katedra aplikované ekologie

**Konzultant**

Doc. MVDr. Karel Bukovjan, CSc.

Elektronicky schváleno dne 10. 4. 2019

**prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.**

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 10. 4. 2019

**prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.**

Děkan

V Praze dne 11. 04. 2019

### **Čestné prohlášení**

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Deponování výskytu rtuti v organismu zajíce polního" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu použitých zdrojů na konci práce. Jako autorka uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V ..... dne .....

\_\_\_\_\_

## **Poděkování**

Zde bych ráda poděkovala prof. Ing. Zdeňce Wittlingerové, CSc., za odborné vedení mé bakalářské práce, ochotný přístup a za cenné rady, které mi poskytla. Rovněž bych chtěla poděkovat Doc. MVDr. Karlu Bukovjanovi, CSc., za vstřícnost a pomoc při získání potřebných informací a podkladů.

# Deponování výskytu rtuti v organismu zajíce polního

## Abstrakt

V bakalářské práci je pozornost zaměřena na deponování rtuti a jejích forem v organismu zajíce polního (*Lepus europaeus* Pall.), jeho využití v ekologickém monitoringu zátěže krajiny provedením rešerše literárních poznatků týkajících se této problematiky.

Sledování rtuti v organismech hospodářských zvířat a volně žijící zvěře byl a je nosný program na řadě výzkumných a pedagogických pracovišť prakticky již od poloviny 70. let minulého století. Sledují se obě její formy, tj. organická forma (methylrtuť) která je považována za více toxickou v porovnání s formou anorganickou.

Environmentálním aspektům kontaminace oběma formami rtutí je věnována pozornost mimo jiné i v souvislosti s dopady na volně žijící savce, ptáky a ryby. Rtuť se deponuje v organismu zajíce polního nekontrolovaně s afinitou k parenchymovým orgánům, především ledvinám a játrům, méně pak slezině. Nižší koncentrace detekujeme v mozku, myokardu a kosterní svalovině. Vyšší obsah je zjišťován i v srsti. V současné době lze celosvětově považovat rtuť z obecného hlediska za významný rizikový prvek, který kontaminuje prakticky všechny typy ekosystémů.

**Klíčová slova:** Zajíc polní, *Lepus europaeus* Pall., těžké kovy, rtuť, methylrtuť, ekologický monitoring

# Deposition of mercury occurrence in the hare organism

## Abstract

The bachelor thesis is focused on the deposition of mercury and this forms in the organism of the brown hare (*Lepus europaeus* Pall.), it's use in ecological monitoring of the landscape load by conducting a literature review on this issue

Monitoring of mercury in organisms livestock and wildlife organisms has been a leading program in a number of research and pedagogical settings since the mid-1970s. Both forms, i.e. the organic form (methylmercury), which is considered to be more toxic than the inorganic form, are observed.

Environmental aspects of mercury contamination in both forms of attention are paid attention to including in relation to impacts on wild mammals, birds and fish. Mercury is deposited in the hare organism uncontrolled with affinity to the parenchymal organs, primarily the kidneys and the liver, less the spleen, the brain, the myocardium and the skeletal muscle. Higher content was also found in the hair. Currently, worldwide mercury considered in general terms as significant risk factor, which contaminates globally all types of ecosystems.

**Keywords:** Field hare, *Lepus europaeus* Pall., heavy metals, mercury, methylmercury, ecological monitoring

## Obsah

<b>1</b>	<b>Úvod .....</b>	<b>10</b>
<b>2</b>	<b>Cíl práce .....</b>	<b>12</b>
<b>3</b>	<b>Metodika .....</b>	<b>12</b>
<b>4</b>	<b>Literární rešerše .....</b>	<b>13</b>
	<b>4.1 Rtuť .....</b>	<b>13</b>
	4.1.1 Výskyt rtuti ve vybraných složkách životního prostředí.....	15
	4.1.2 Rtuť a její formy.....	17
	4.1.3 Účinky rtuti na živočichy .....	20
	4.1.4 Rtuť a její vlivy na populaci zvěře a hospodářská zvířata .....	22
	<b>4.2 Zajíc polní .....</b>	<b>24</b>
	4.2.1 Původ a jeho rozšíření.....	24
	4.2.2 Způsob života .....	26
	4.2.3 Jeho využití v ekologickém monitoringu.....	28
	4.2.4 Zatížené orgány zajíce polního rtutí.....	30
<b>5</b>	<b>Výsledné zhodnocení.....</b>	<b>33</b>
<b>6</b>	<b>Diskuze .....</b>	<b>35</b>
<b>7</b>	<b>Závěr a přínos práce .....</b>	<b>36</b>
<b>8</b>	<b>Přehled literatury a použitých zdrojů.....</b>	<b>38</b>



## Seznam použitých zkratk

AAS	Atomová absorpční spektrometrie
Cd	Kadmium
ČR	Česká republika
GEMS	Global Environmental Monitoring System (Globální environmentální monitorovací systém UNEP)
Hg	Rtuť
HgS	Sulfid rtuťnatý
MAB	Man and the Biosphere (Člověk a biosféra)
MeHg	Methylrtuť
mg.kg <sup>-1</sup>	Miligram na kilogram
MŽP	Ministerstvo životního prostředí
OSN	Organizace spojených národů
Pb	Olovo
PhHg	Fenylrtuť
-SH	Sulfhydrylové skupiny
TANAP	Tatranský národní park
UNEP	United Nations Environment Programme (Program OSN pro životní prostředí)
UNESCO	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (Organizace OSN pro vzdělání, vědu a kulturu)
ŽP	Životní prostředí

# 1 Úvod

Stoupající počet výzkumných prací věnovaných problematice cizorodých látek, zejména reziduí těžkých kovů v organismech živočichů, svědčí o aktuálnosti a závažnosti tohoto tématu. Obsah olova, kadmia a rtuti v tkáních a orgánech živočichů se stává hlavním zájmem sledování těchto prvků a látek, které je zmíněno v mezivládním programu GEMS (Kučera a Kučerová, 2002).

Prakticky již od poloviny osmdesátých let minulého století jsme svědky kolísání a místně i poklesu stavů zaječí zvěře nejen v našich honitbách, ale v podstatě po celé Evropě. Uvádí se, že jedním z abiotických faktorů je i negativní působení cizorodých látek včetně rizikové skupiny těžkých kovů, kam je mimo jiné řazena i rtuť a její sloučeniny.

Zajíc polní (*Lepus europaeus* Pall.) se vyskytuje v celé Evropě s výjimkou severní Skandinávie, Islandu a Irska. V České republice je plošně rozšířen a jeho výskyt má významnou roli v ekosystému kulturní krajiny. Na vzájemných vazbách s prostředím závisí jeho populační dynamika a délka přežívání v ekosystému (Bukovjan a Karpenko, 1991).

Zajíci jsou nejbližší příbuznými s králíky, což se ukazuje jako velká výhoda. Králík je klasickým laboratorním zvířetem, tudíž se dají i snadno interpretovat nálezy na tomto druhu a výzkum zobecňovat v oblastech veterinární a humánní medicíny pro potřeby monitoringu zdraví (Miková a Nováková, 1979, 1980; Nováková a Dušek, 1983). Jeho využití je významné v mnoha různých směrech i jako bioindikační druh pro zjišťování kontaminace ekosystému, jak chemickými prvky, tak i organickými polutanty.

Zaječí zvěř splňuje ve studiích řady autorů většinu požadavků a z tohoto důvodu je i zajíc polní využíván pro účely jako modelové zvíře v rámci zatíženosti ekosystémů (Nováková, 1984; Bukovjan, 1990; Hell, 1994; Bukovjan et al. 1995b, 1997). Především jde o skutečnost, že se jedná o živočicha s rychlým sledem následných pokolení, s omezeným prostorem, který obývá, dobrou reprodukční schopností a relativní dostupností pro potřeby ekologického monitoringu, biodiagnostiky u výskytu nádorových onemocnění.

Jak uvádí řada autorů rtuť v obou formách, tj. anorganické i organické, se kumuluje nekontrolovatelně v organismech živočichů, hospodářských zvířat i volně žijící zvěře, zajíce polního nevyjímaje. Jako pokles jeho výskytu se dlouhodobě uvádí především jak průmyslová, tak i zemědělská výroba, přičemž nemalý vliv má automobilová doprava a neřízené skládky odpadů (Bukovjan, 1992).

V mnohých krajinách postihnutých intenzivním rozvojem průmyslu a zemědělstvím je problematika těžkých kovů v životním prostředí stále velmi aktuální. Ochrana biodiverzity i zemědělské půdy je dlouhodobě považována za jeden ze základních environmentálních problémů. V posledních desetiletích dochází k poklesu druhů rostlin i volně žijících živočichů (Báldi a Faragó, 2007; Petrovan et al. 2013; Weterings et al. 2016; Cukor et al. 2018).

## **2 Cíl práce**

Cílem bakalářské práce je provést na základě dostupných literárních pramenů rešerši výskytu rtuti v organismu zajíce polního a poukázat na využití zajecí zvěře v ekologickém monitoringu zátěže krajiny.

## **3 Metodika**

Bakalářská práce byla vypracována z nashromážděné dostupné literatury vztahující se k danému tématu. Pro sepsání práce byla použita vhodná klíčová slova (zajíc polní, těžké kovy, rtuť, methylrtuť, ekologický monitoring).

Po prostudování byly vybrány nejdůležitější informace a z těchto zdrojů byly následně zpracovány jednotlivé kapitoly rešerše. Vzhledem k tomu, že aktuální informace týkající se této problematiky jsou omezené tak bylo v bakalářské práci využita analýza dřívějších prací zabývajících se tímto tématem.

## 4 Literární rešerše

### 4.1. Rtuť

Již starověcí Římané, Řekové, Féničané i Kartaginci znali rtuť, ale neměli znalosti o její toxicitě a nebezpečnosti. Najdeme jí všude v životním prostředí v různých chemických formách, tj. organické formě (methylrtuť), která má toxicitější účinky v porovnání s anorganickou formou tohoto prvku (Bencko et al. 1995).

Nejvíce se rtuť v přírodě nachází ve formě sulfidu, a to převážně v horninách. Rudy bohaté na rtuť obsahují až 70 % sulfidu rtuťnatého (HgS). V přírodě mezi nejvíce vzácné se pak řadí i oxidy, jodidy a chloridy. Odhaduje se, že z celosvětové zásoby tohoto prvku, tj. okolo 200 000 tun se až polovina tohoto množství nachází ve Španělsku (Korringa a Hagel, 1974).

Během zpracování a získávání rtuti dochází k jejímu nekontrolovatelnému úniku do životního prostředí. Zdrojem kontaminace jsou různé odpady či zemědělské a průmyslové činnosti, případně i spalování fosilních paliv. Podle odhadu toto činí až 10 000 tun za rok. Dalším vstupem do životního prostředí je vypařování rtuti z oceánů i zemského povrchu, přičemž se hovoří nejméně o dalších 30 000 tun rtuti (Bencko et al. 1995).

Rtuť se z velké části využívala na výrobu elektrod pro elektrochemický průmysl, což činí až 25 %, na výrobu elektrického zařízení okolo 20 %, dalších 20 % pak připadá na farmaceutický, papírenský průmysl a na vojenské účely. Dále na výrobu barviv 15 %, kontrolních a měřicích zařízení 10 % a na zemědělství 5 % (Bencko et al. 1995). Rtuť se využívala též v laboratořích 2 % a ve stomatologii až okolo 3 %. V současné době se rtuťové amalgamové výplně, v souvislosti dle zákona 45/2019 Sb., představují zdroj chronické expozice do organismu. V rámci Evropské unie se zakázalo jejich používání.

Přírodní rumělka tzv. “cinabarit“ je nejčastěji využívána k výrobě rtuti a zpracovává se pomocí žárové cesty.

Rtuť a její sloučeniny patří mezi toxické noxy. Jsou – li tyto škodliviny předávány do půdy, vody a ovzduší, jsou rizikové jak pro lidský organismus, tak i volně žijící zvěř, hospodářská a domácí zvířata (MŽP ©2017).

Vzhledem k rizikovosti tohoto kontaminantu je této problematice celosvětově věnována mimořádná pozornost. S cílem zabránit kontaminaci životního prostředí vstoupila 16. 8. 2017 v platnost „Minamatská úmluva o rtuti“, která poskytuje právně závazný rámec pro mezinárodní spolupráci (MŽP ©2017). Citovaná úmluva o rtuti byla dojednána pod patronací „Programu OSN pro Životní prostředí“ (UNEP) a jejím nejdůležitějším cílem je ochrana zdraví lidí a životního prostředí. Řeší rovněž dopady úniků a emisí rtuti a jejich sloučenin do půdy, vody a ovzduší způsobené lidskou činností.

Také se zabývá možným eliminováním všech forem rtuti. Obsahuje opatření týkající se zredukování použití tohoto prvku v produktech a procesech jeho výroby, regulace či následné omezení těžby rtuti a zpracování pomocí šetrnější amalgamace. Úmluva nastavuje podmínky a pravidla pro skladování rtuti, jejich sloučenin či výrobků z ní. Nakládání s odpady, ve kterých je rtuť a její sloučeniny obsaženy, dále řeší problém kontaminovaných míst způsobených tímto prvkem. Pozornost je dále zaměřena na negativní působení rtuti v oblasti lidského zdraví. Tyto kroky jsou směřovány především na ochranu životního prostředí před kontaminací rtuti a jejich sloučenin, aby se neuvolňovaly do ovzduší, vody a půdy a omezilo se tak jejich následnému vstoupení do potravního řetězce (MŽP ©2017).

Od 1. ledna 2018 je zakázán vývoz sloučenin rtuti, kterými jsou chlorid rtuťný ( $\text{Hg}_2\text{Cl}_2$ ), oxid rtuťnatý ( $\text{HgO}$ ), cinabarit (rumělka) a sulfid rtuťnatý ( $\text{HgS}$ ). Následně se tento zákaz rozšířil od 1. ledna 2020 i na síran rtuťnatý ( $\text{HgSO}_4$ ) a dusičnan rtuťnatý [ $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$ ].

Výrobky s přidanou rtuť jako jsou některé pesticidy, biocidy a lokální dezinfekce, budou zakázány, a to jak jejich vývoz a dovoz, tak i dosavadní výroba, a to od 31. prosince 2020. Nově podle zákona 45/2019 Sb. se mění některé zákony související s přijetím nařízení Evropského parlamentu a Rady o rtuti, tato změna nabyla účinnosti již letos, a to k 1. březnu 2019 (dle zákona 49/2019 Sb.).

#### 4.1.1 Výskyt rtuti ve vybraných složkách životního prostředí

Zdroje znečištění rtuti v minulosti v České republice představovaly spalování fosilních paliv, dále do roku 1992 se obilí mořilo sloučeninami rtuti (přípravek Agronal), proto může v ČR i v současné době rtuť představovat starou ekologickou zátěž. Další dřívější dlouhodobé nebezpečí pak mohou představovat průmyslové skládky či lokální zátěže. Jako případ posledně uváděné zátěže lze uvést v následném odstavci níže popsany případ z praxe.

V České republice byla diagnostikována intoxikace rtutí v devadesátých letech minulého století. Případ se stal v tehdejší podniku Blanické strojírny, s. p., okres Benešov u Prahy, vyrábějícím doposud vojenskou i loveckou municí. Při vyšetření hromadně uhynulé jelení zvěře s podezřením na otravu olovem byly zaznamenány změny poukazující i na negativní působení rtuti. Defekty byly zjišťovány především na kardiovaskulárním systému, játrech a ledvinách. Po analýze možného průniku do organismu byl učiněn závěr o dlouhodobém lokálním deponování rtutí na pastevních políčkách, kde byly prakticky již za Rakouska – Uherska likvidovány zmetkové výrobky, mezi něž patří roznětky a u ženistů používané bleskovice a zápalné šňůry. V orgánech i svalovině byly detekovány mnohonásobně vyšší hladiny celkové rtuti při srovnání s běžným výskytem ekosystémech i s pozadovými hodnotami udávanými pro tento druh v České republice. Změny byly též zaznamenány i v rámci hematologických a biochemických vyšetřeních krevní plazmy (Bukovjan, 1994).

Do vody se rtuť dostává nejen ze zemědělské výroby, ale i jako odpadní voda z průmyslových zón. Je zřejmé, že v tělech zajíců, plnicích funkci bioindikátorů, dochází ke kumulaci rtuti, která nepochází pouze z vody, také i z dalších zdrojů, jakými jsou například spady, hnojiva, staré ekologické zátěže půdy a skládky.

Ve vodě se rtuť vyskytuje v podobě sulfidů, které se deponují do sedimentu tekoucích vod, dna nádrží a rybníků. V sedimentu dna je množství rtuti vázáno na jeho charakter a stupeň zatížení lokality (Cibulka et al. 1991).

Zvýšení koncentrace rtuti v některých mořských zálivech a jezerech je způsobeno vypouštěním průmyslových odpadů, které obsahují rtuť ve formách organických či anorganických sloučenin. Převážně pak methylrtuť se navazuje na drobné vodní organismy, které se stávají potravou ryb. Vzniká tak zvýšené riziko ohrožení

potravinového řetězce tímto prvkem (Jernölov, 1968; Bencko et al. 1984; Cibulka et al. 1991).

Ryby z hlubších a větších stojatých vod (údolní nádrže, jezera) mají často vyšší množství rtuti než v tekoucích vodách a mělkých rybnících. To je spjato s vysokou intenzitou methylace rtuti, která je deponována na dně stojatých vod. Na výši kumulace rtuti v rybách z fyzikálně chemických vlastností vody, působí především teplota vody a množství kyslíku v ní rozpuštěného. Dalším ukazatelem je pak i její pH. Kumulace rtuti v rybách se se zvyšující teplotou roste. Na koncentraci prvku má vliv i postavení druhu v potravinové pyramidě, přičemž vyšší množství rtuti je detekováno u dravých ryb oproti rybám kaprovitým (Cibulka et al. 1991).

V literatuře se údaje o obsahu rtuti na dně sedimentů povrchových vod rozcházejí. To je z důvodu rozdílného způsobu odběru vzorků, jejich analýz, tak i nejednotným vyjádřením výsledků. Někteří autoři publikují hodnoty rtuti na 1 kg sušiny vzorku, 1 kg čerstvé hmotnosti vzorku nebo na 1 kg organické hmoty sedimentu. Z důvodu určování hodnot obsahu rtuti v sedimentech jednotlivých lokalit, byl uváděn obsah rtuti na 1 kg organické hmoty sedimentu (Cibulka et al. 1991).

Většinou ve vzorcích sedimentu s vyšším obsahem bahna a organických součástí, je obsah rtuti vyšší než v porovnání se vzorky písčitého charakteru. Důležitým indikátorem pro znečištění povrchových vod jsou tedy sedimenty dna, především údolních nádrží a rybníků, ale v tekoucích vodách se toto určování nezdá jako zcela vhodné. Značným problémem je získat vhodný vzorek sedimentu v dané lokalitě toku (Svobodová et al. 1987).

Největším únikům rtuti z půdy dochází těkáním. Zpět do půdy se může prvek dostat srážkami z atmosféry. Rovněž dochází druhotně k zatížení půdy těžkými kovy při používání některých superfosfátů z rozvojových zemí. Dále je určité nebezpečí v přidávání odpadních kalů do kompostové hmoty, dochází tím ke zvýšení kontaminace půdy nežádoucími chemickými prvky (Findejsová et al. 1982; Zima, 1989; Zabloudil, 1989; Dimitrov, 1990).

Jak uvedli GERRITSE et al. (1982) použití čistírenských kalů zvyšuje mobilitu řady chemických prvků, tedy i samotné rtuti. Toto zmiňují i LODENIUS a AUTIO (1989), kteří uvádí, že se rtuť zejména váže na velké molekuly humusových sloučenin. A tyto humusové látky jsou nejspíše nejvýznamnějším nosičem rtuti při jejím



přenosu z pevninských do vodních ekosystémů. Jak uvádí CHANEY (1973), nebezpečí otravou rtutí je daleko menší v půdách než ve vodě. Toto rovněž potvrdili svými pokusy McLEAN et al. (1987), kdy jejich vzorek čistírenského kalu (ve vlhkém stavu) měl minimální účinek na obsah rtuti v půdách a rostlinách (Cibulka et al. 1991).

Ke snížení negativního působení rtuti v půdě lze tedy doporučit zvýšení pH půdy, zejména vápněním, a zabránění výskytu redukčních podmínek v půdách (Cibulka et al. 1991).

#### 4.1.2 Rtuť a její formy

K nejdéle známým toxickým kovům patří vedle olova i rtuť. Jako prvek existuje v podobě kovové rtuti a její páry, či ve formách anorganických a organických sloučenin alkylrtuti, alkoxyalkylrtuti a arylrtuti (Tuček, 2006).

Anorganické sloučeniny rtuti mají odlišnou rozpustnost ve vodním prostředí. Sloučeniny rtuti, které se méně rozpouštějí a špatně vstřebávají, jako je  $\text{Hg}_2\text{Cl}_2$ , v minulosti byl chlorid rtuťný úspěšně využíván k léčbě syfilis, případně v kožním lékařství a dentální medicíně (Bencko et al. 1995).

V některých případech může za vhodných podmínek docházet v gastrointestinální soustavě k přeměně rtuťných iontů na rtuťnaté, které se relativně více vstřebávají. Vylučování  $\text{Hg}^{2+}$  z organismu probíhá zejména močí a stolicí, ale i plicní respirací. Dalšími cestami, které se podílí na vylučování, může být pocení, či mlezivo a mateřské mléko. Při akutní expozici anorganickým sloučeninám rtuti jsou kritickým orgánem především ledviny (Bencko et al. 1984; Kučera, 1991).

Na zvířatech byly provedeny experimenty, kde se zjišťoval rozdíl v rychlosti vylučování rtuti, jak po inhalaci par z kovové rtuti, tak po injekčním podání  $\text{Hg}^{2+}$ . Výsledkem bylo zjištění, že vylučování rtuti je srovnatelné, ale v mozkové tkáni páry kovové rtuti byly zadržované poněkud déle. GAGE (1961) zjistil, že po půl roce zůstává rtuť v ledvinách necelých 1,5 %, zatímco v mozku až 21 % (Bencko et al. 1995).

Důležitá je chemická forma tohoto prvku, protože nejvíce toxické jsou organické sloučeniny. Ty především mají velké využití v průmyslu, a následně negativně ovlivňují živočišné organismy na všech úrovních. Do potravinových řetězců vstupují jak přímo z kontaminované potravy, tak i přes odpadní vody vycházející z továren do

vodních toků i moří. Nemalý vliv pak mají spady z ovzduší, zvláště v oblastech s rozvinutou hutní a elektrárenskou činností.

V životním prostředí je riziková elementární rtuť, vzhledem k možnosti methylace na organickou methylrtuť, která je mimo jiné i silně mutagenní (Skerfving, 1998; Modrá a Svobodová, 2008; Kafka a Punčochářová, 2002; Brandl, 2005). Páry elementární rtuti ( $\text{Hg}^0$ ), jsou charakterizovány těkavostí a nízkou vodorozpustností. Do organismu pronikají i přes respirační aparát, páry jsou špatně rozpustné ve vodě, proto tedy prostupují hluboko do dýchacích cest. V mozkové kůře není koncentrace rtuti stejně rozložena. Šedá hmota disponuje vyššími hodnotami rtuti s delším biologickým poločasem (Jernelöv a Johansson, 1983).

Z hlediska chemické degradace probíhající v organismu je třeba rozlišovat i organické sloučeniny rtuti a jejich případný průnik do organismu. Relativně stálé v organismu jsou skupiny methylrtuťnatých sloučenin a naproti tomu v organismu nestálé, převážně fenylrtuťnaté sloučenin. Páry methylrtuti ( $\text{MeHg}$ ) jsou v plicích relativně rychle vstřebávány, naopak fenylrtuťnaté ( $\text{PhHg}$ ) soli jsou u experimentálních zvířat vstřebávány v trávicím ústrojí účinněji, než je tomu po podání jiných rtuťnatých solí (Bencko et al. 1995).

Rtuť a její sloučeniny se vstřebávají též kůží (Friberg a Vostal, 1972). U zvěře byl potvrzen i průnik rtuti placentou do plodů a předpokládá se negativní působení v době jejich vývoje (Bukovjan et al. 1991a, 1993). Obdobně u pokusných zvířat byl prokázán prostup jak methylrtuti tak i ethylrtuti placentární bariérou.

Hlavními cestami vylučování rtuti z organismu je stolice, která převažuje, a také pak i moč. Do stolice se rtuť dostává i žlučí. Význam žluči pro vylučování rtuti u různých laboratorních zvířat, kterým byla podána  $\text{MeHg}$ , potvrdili někteří autoři (Bencko et al. 1995).

Za normální teploty je rtuť jako jediný kov tekutý. Má velmi negativní vlastnosti, které se promítají do jejího působení na organismus. Její toxicita se projevuje v oblasti mutagenity, teratogenity a má i výrazné cytogenetické účinky. Její koncentrace byla zjištěna i v benigních a maligních nádorech zvěře (Bukovjan a Karpenko, 1996).

Rtuť způsobí zpomalení či snížení některých aktivit enzymů s  $-\text{SH}$  skupinami, navazuje se i na další skupiny, proto je tato forma pro všechny buňky silně toxická.

Vylučování probíhá přes ledviny, které jsou postiženy ireverzibilními defekty především na tubulech a ledvinných glomerulech. Vysoké dávky  $\text{HgCl}_2$  působí i poleptání svým kyselým pH z důvodu hydrolyzy. Díky hromadící se kontaminaci  $\text{Hg}^{2+}$  ve vnitřních orgánech, zejména v játrech, je riziko nepoživatelnosti většiny vnitřností zvěřiny (Bencko et al. 1995).

Vysoké procento intoxikací rtuťí a to okolo 80 %, vzniká při vdechování jejích par kovové rtuťi. Proto se provádí odstranění tohoto prvku, co nejbezpečněji, a to mechanickým sbíráním nebo překrytím z čerstvě připraveného práškového zinku. Jinou možností je kyselina dusičná, kdy se zbytky rtuťi ponoří na krátký čas do této sloučeniny (Bencko et al. 1995).

Technika atomové absorpční spektrometrie (AAS) významně stanovuje z praktického hlediska množství rtuťi, rtuťnaté a methylrtuťnaté soli v krvi. Předpokladem této metody je určení celkové rtuťi po redukci cínato – kademnatým činidlem. Stanovení anorganických solí se určí po redukci alkalického cínatanu (Bencko et al. 1995). Rozdílem obou se stanoví methylrtuť.

GAGE a WARREN (1970) stanovili dle atomové absorpční spektrofotometrie rtuť v moči. Podstatou této metody je redukce sloučenin elementární rtuťi a roztoku alkalického cínatanu, zjistí se díky přístroji na stanovení par rtuťi.

PHILIPS a CEMBER (1969) z podkladů svých pokusů se domnívají, že podaná množství rtuťi jsou přímo úměrná k rychlosti vylučování rtuťi z organismu. Potvrdili u podané rtuťi, že vyšší dávky byly vylučovány močí a nízké dávky byly většinou vylučovány pak stolicí. Reakční rychlost vylučování po podání vyšších dávek rtuťi je ovlivněna toxickým poškozením ledvin. Rtuť se do stolice vylučuje pomocí slin, žluče, pankreatickou šťávou či přes stěnu trávicího ústrojí. Již dříve BERLIN a ULLBERG (1963) uvedli, že vylučování rtuťi může přímo probíhat přes membránu epitelu sliznice trávicího ústrojí.

### 4.1.3 Účinky rtuti na živočichy

První poznatky o působení těžkých kovů v organismu živočichů byly převážně zjištěny ve spojitosti se silnými otravami zvířat nebo lidí. Z experimentů, které se prováděly na laboratorních zvířatech, se získaly a ověřovaly informace o detailnějších účincích těžkých kovů na orgánech a tkáních živočichů. Tyto výsledné hodnoty se však nemohou pokládat za obecně platné, důvodů je celá řada. Jelikož se v experimentu zpravidla pracuje jen se zkoumaným prvkem či jeho sloučeninami a ten se v životním prostředí nemusí objevovat zcela sám. Další z důvodu je, že na toxické látky nemusí reagovat stejně na všechny druhy živočichů. Uplatňuje se zde například druhová odlišnost a věk (Cibulka et al. 1991).

Jako případ lze uvést kontaminaci zaječí a srnčí zvěře ze stejné lokality. Zaječí zvěř bývá více kontaminována v porovnání se zvěří srnčí. Vezmeme-li v úvahu, že zaječí zvěř se dožívá zpravidla dvou let stáří (Pielowski, 1972) a koncentrace chemických prvků jsou v orgánech vyšší v porovnání se zvěří srnčí, která se dožívá vyššího věku, hraje zde svou úlohu i vliv biologie a fyziologie druhu, případně i etologické faktory (Bukovjan, 1992).

Důležitou roli v odpovědi organismu na účinky toxické noxy se většinou podílí i momentální stav organismu, jeho pohlaví i životní fáze. Zohlednit veškeré tyto faktory v experimentu se zdá však být téměř nemožné (Cibulka et al. 1991).

Již ve velmi nízkých dávkách toxické kovy dokáží reagovat s velkou částí buněčných systémů a mohou je i biochemicky měnit, tyto nízké dávky však nejsou schopny vyvolat patrné známky intoxikace (Fowler, 1978). Ve spojitosti s působením těžkých kovů včetně rtuti na buňky byly zdokumentovány i změny v propustnosti buněčné membrány. Toto může ovlivňovat nejen toxikovaný organismus, ale i přes mateřské tkáně ovlivnit fetální tkáň, a nakonec může dojít k vývojovým anomáliím (Vallee a Ulmer, 1972; Bukovjan a Karpenko, 1996).

Rtuť se do organismu dostává jak potravním řetězcem, vdechováním vzduchu (inhalací), tak i povrchem těla (transkutánní cestou). Dále je třeba ještě počítat i s transplacentární cestou průniku do organismu (Bukovjan, 1992).

Při expozici rtuti se z pokusů zjistilo, že nejvíce zasaženým orgánem jsou zpravidla ledviny. Rtuť se oxidací par v mozku a fetálních tkáních mění v iontovou

formu. Ta lehce prostoupí hematoencephalickou bariérou (barierou mezi krví a mozkovou tkání). Tak pomocí oxidace rtuti v organismu dochází k její kumulaci v centrálním mozgovém systému (WHO, 1980).

Z organismu se vylučuje rtuť ledvinami a v menším rozsahu střevem či sliznicí dutiny ústní prokázali rovněž BLOOD et al. (1983) a SULLIVAN (1985). Akutní otrava rtuťí pocházející z potravy a přijímaných tekutin má obdobné symptomy jako u otravy jinými prvky. To se může projevit v podobě ulcerózní stomatitidy (stav, kdy se objeví v dutině ústní známka zánětu, sliznice zčervená, následně až zduří) či gastroenteritidy (zánětlivé onemocnění trávicí soustavy), jak uvádí např. ROBERTS a SEAWRIGHT (1978) i SULLIVAN (1985).

Změny jsou zřejmé hlavně v orgánech, kde dochází k absorbování nebo vylučování rtuti z organismu. Jedním z uváděných projevů u chronické otravy rtuťí může být stomatitida, objevuje se slinotok, třes či zvýšené pocení. V některých případech dochází ke kachexii či až zvýšené osteomalacii (Vorreith, 1982).

Jak prokázali THOMAS et al. (1987) doba vylučování rtuti z organismu pomocí ledvin nebo střev souvisí i s pohlavím. Obecně lze konstatovat, že organismus samců se rtuťí zbavuje daleko pomaleji než organismus samic. Z tohoto hlediska je důležité se na pohlavní rozdíly zaměřit a vzít ohled na rizika spojené s expozicí rtuťí (Cibulka et al. 1991). To však nemusí být u zaječí zvěře plně poplatné. Změny v koncentracích jsou zjišťovány v závislosti na věku, přičemž mezi oběma pohlavními nebyly ve většině zjištění signifikantní (Bukovjan et al. 1995b, 1997; Slamečka et al. 1994; Massányi et al. 2003; Skrivanko et al. 2008; Jurčík et al. 2011).

Literatura uvádí spojitost rtuťí mezi dalšími prvky, popisuje vliv olova, kadmia i arsenu na volně žijící živočichy. Za nejvíce kontaminované orgány rtuťí se vždy považují parenchymové orgány plicí vylučovací a detoxikační funkci. V případě posledně uváděného prvku je to pak i srst. Daleko nižší koncentrace pak zjišťujeme v ostatních orgánech, včetně reprodukčních a nádorech (Bukovjan a Karpenko 1996; Kutlvašr et al. 2014).

HOLM (1984) našel spojitost mezi obsahy prvky olova, kadmia a rtuťí v játrech a ledvinách, dále ledvinách a svalovině, játrech a srsti, v ledvinách a srsti či také v srsti a svalovině zajíců. U lovné zvěře zdůrazňuje v játrech a ledvinách vyšší

koncentraci výše uvedených prvků. Hodnoty pak relativně často převyšují danou hranici hygienické normy (Cibulka et al. 1991).

Ukládání těchto prvků do srsti zvířat je jednou z možností jejich vylučování látek z organismu. Experimentální intoxikace přinesla zajímavá zjištění, kde se eliminovaly rušivé vnější vlivy a při jasně daných laboratorních podmínkách, byl tak získán velmi přesný údaj (Nováková, 1987; Cibulka et al. 1991; Kutlvašr, 2014).

#### **4.1.4 Rtuť a její vlivy na populaci zvěře a hospodářská zvířata**

Limitujícím základním faktorem, který ovlivňuje četnost a přežitelnost veškeré populace zvěře, je zdravotní stav a kvalita životního prostředí, ve kterém se vyskytuje. Tyto poznatky vyplývají z již dřívějších prací řady autorů, neboť této problematice se věnuje pozornost prakticky od sedmdesátých let minulého století (Špenik et al. 1970; Kolář, 1980; Páv et al. 1985; Páv a Márová, 1988; Bukovjan a Páv, 1989; Barnet, 1990, 1991; Bukovjan et al. 1990a, b, c; Figala, 1991; Homolka, 1991; Ciberej, 1992). Obdobně je tomu i některých pracích z posledních let (Batáry et al. 2011; Tryjanovwki et al. 2011; Storkey et al. 2012; Konvička et al. 2016; Cukor et al. 2018; Pavliska et al. 2018)

Výše populace u drobné zvěře může být negativně ovlivňována vyšším počtem predátorů a zároveň je nutno poukázat na skutečnost, že i stavy těchto predátorů by měly být optimální pro uchování přírodní rovnováhy a správnou funkci ekosystému (Nováková, 1979; Homolka a Merlík, 1989; Baruš, 1989; Hackländer et al. 2002; Roedenbeck a Voser, 2008; Haerer et al. 2010; Schai–Braun a Hackländer 2014; Cukor et al. 2018).

Dalším závažným problémem je však v současné době i nárůst tzv. invazivních nepůvodních druhů predátorů v našich přírodních ekosystémech (psík mývalovitý, mýval severní, norek americký, šakal obecný). Výskyt těchto druhů je v naší přírodě nežádoucí a je nutno v současné době všemi zákonem povolenými způsoby eliminovat.

Na území České republiky byly a jsou dosud populace zvěře vystaveny neustálému vlivu průmyslových imisí. Na tento problém poukázali v minulosti i někteří autoři (Nováková a Fišer, 1981; Páv a Márová, 1988; Tapper a Barnes, 1986; Nováko-

vá, 1987; Cibulka et al. 1991). S tím se ztotožňují i závěry řady autorů z posledních let (Bukovjan et al. 2011, 2014; Kutlvašr et al. 2014).

Vývoj zemědělství a průmyslu přináší změnu struktury prvků a dopady do kontaminace potravinového řetězce. Pro život jsou některé prvky důležité, jiné jsou dosud neznámé pro svou biologickou funkci. Některé formy chemických prvků způsobují intoxikace a nekontrolovaně se deponují v organismu, díky znečištěnému ovzduší, vody a prostřednictvím potravinového řetězce (Massányi, 2003; Kolesarova et al. 2008).

Pesticidy, imise, ale i umělá hnojiva zatěžují a ovlivňují zásadně zdravotní stav veškeré volně žijící zvěře (Koudela, 1984; Figala a Smutná, 1984; Páv a Márová, 1988; Nováková a Koudela, 1991; Črep a Švický, 1993; Slamečka et al. 1994; Bukovjan et al. 2011; Cukor et al. 2018).

Negativní působení průmyslu a zemědělské výroby se promítá nekontrolovaně do zhoršování zdravotního stavu naší zvěře zajíce polního nevyjímaje. Velkoplošné hospodaření v zemědělství se negativně projevilo i ve zvýšeném výskytu tzv. monodietního syndromu zaječí zvěře. Toto onemocnění popsal poprvé ŠTĚRBA (1984) jako nutriční steatózu a její výskyt přetrvává v některých lokalitách i do dnešní doby (Kameník et al. 1993; Bukovjan et al. 1998).

Obdobně se uvádí, že působení xenobiotik, včetně těžkých kovů, rtuť nevyjímaje případně i přírodních mykotoxinů může mít negativní vliv na výskyt nádorových onemocnění u zvěře (Karpenko a Bukovjan, 1996; Bukovjan et al. 2011; Kodet a Bukovjan, 2014; Kutlvašr et al. 2014).

Na současném zatížení se nepodílí pouze zemědělská výroba. Své zastoupení v ovlivnění jednotlivých složek životního prostředí má i automobilová doprava, elektrárny, průmyslové podniky, skládky komunálního, průmyslového a chemického odpadu (Cibulka et al. 1991; Bukovjan, 1992).

## 4.2 Zajíc polní

### 4.2.1 Původ a jeho rozšíření

Severní Amerika je považována za zemi prapůvodu rodu *Lepus*, odkud se patrně ve starších třetihorách, kdy byly ještě kontinenty částečně propojeny mezi sebou, rozšířil postupem času do dalších oblastí světa, nabízející jim vyhovující životní podmínky (Thenius, 1972).

Dalším možným výskytem tohoto druhu mohlo být území dnešního Egypta. Podle všeho osídlil druh střední Evropu již před dobou ledovou, ale byl vytlačen až do teplých krajů Afriky díky postupujícímu zaledňování evropského světadílu. Po ústupu ledovce se z Afriky do Evropy vrátil spolu s římskými legiemi, zhruba okolo doby římské expanze do Afriky. Pravděpodobně někteří příslušníci legií, si tato zvířata brali s sebou, po návratu z Afriky určené ke kolonizování Británie, jako chutný zdroj potravy (leporária). Z Británie se zaječí zvěř rozšířila do západní, střední a jižní části Evropy v dalších staletích. V následující době osídloval další a další oblasti směrem na východ a sever (Kučera et al. 2006).

Zástupci rodu zajícovců, kam je řazen i zajíc polní (*Lepus europaeus* Pall.), jsou s největší pravděpodobností v dnešní době nejvíce rozšířeným druhem na světě. Nachází se téměř na všech kontinentech, do kterých se rozšířil přirozenou cestou s výjimkou Antarktidy. Z nedostatku lovné zvěře, využívané jako zdroj potravy tamních obyvatel, byl do Austrálie, Jižní Ameriky a na Nový Zéland druh opakovaně vypouštěn pomocí importu z ostatních zemí, se záměrem druhového zpestření tamních ekosystémů (Kučera et al. 2006).

Zatím však není zcela objasněn prapůvod zajíce. Někdy na začátku třetihor se lze domnívat, že se nejspíše vyvinul z primitivních hmyzožravců. Dle nálezů kostí, se lze domnívat, že zástupci rodu *Lepus* pocházejí z pliocénu. Kopytníci jsou nejbližšími příbuznými zajíců, podle dalších studií geneze tohoto druhu se dospělo k tomuto úsudku. Před nedávnou dobou, v některých učebnicích zoologie, byl zajíc zařazen jako zástupce řádu hlodavců, avšak již v roce 1912 byli zajíci uváděni za samostatný řád (*Lagomorpha*). Podle nových poznatků se ukázalo, že od hlodavců se zajíc výrazně odlišuje nejen v horní čelisti druhým párem malých hlodáků, ale i v rozdílu žvýkací svaloviny a mozku, embryogeneze a ve výsledných sérologických rozborech (Kučera et al. 1989).



Změny vegetačního pokryvu v západní části palearktické oblasti se v minulých geologických dobách měnily v závislosti na rozšíření zajíce polního. Jak se ve střední Evropě měnily postupně klimatické podmínky, po ústupu ledovců, v době poledové, osídloval zajíc vhodná území v pásmu stepi a lesostepi. Jeho oblast rozšíření se zmenšovala z důvodu pokračujícího zalesňování stepního prostoru. Zajíc našel dobré životní podmínky poté, co se lidská společnost rozvíjela od pastevců a lovců k zemědělské činnosti. Postupem času díky potřebě klučit les pro své potřeby, a tedy rozšiřovat toto území jako kulturní step, začal tento druh osídlovat skoro celou Evropu (Kučera a Kučerová, 2002).

Oblast rozšíření zajíce polního, v současné době, zahrnuje skoro celé území Evropy vyjma některých zemí severní Evropy. V Rusku začíná rozšíření na severní hranici, tedy od Archangelska až na jižní Ural a východně od Aralského jezera po Celinograd. Další zvětšování jeho území, ve směru na sever a východ, se pořád vlivem především rostoucím zemědělsky obhospodařovaného území rozšiřuje. Zajíc byl několikrát uměle vysazen na místech, jakož je Nový Zéland, Austrálie, Jižní Sibiř či Severní a Jižní Amerika (Kučera a Kučerová, 2002).

Zajíc se v České republice nachází téměř všude, hlavně v pahorkatinách a nížinách. Na území našeho státu se nachází poddruh zajíce polního střeoevropského (*Lepus e. eruropaeus*). Výjimečně se vyskytuje na Slovensku zejména na horách, nad horní hranicí lesa, byl zahlédnut nejvýše v nadmořské výšce 1500 m n. m. na území Vysokých Tater a na Malé Fatře. Zajíc se také vyskytl v Alpách ve výšce až 2880 m n. m. Tento druh tvoří velkou skupinu geografických ras na celém území svého rozšíření (Kučera a Kučerová, 2002).

Je těžké posoudit, s jakou rozmanitostí podmínek se musel během svého vývoje vyrovnat, protože jeho doba existence na Zemi nám pouze ukazuje, že tento druh je velmi dobře přizpůsobivý. Až člověk dokázal jeho výskyt zásadně narušit. KUČERA et al. (2006) zařazuje zajíce mezi druhy stepní a lesostepní, kteří jsou závislí především na okraje lesů a polí.

#### 4.2.2 Způsob života

Zajíc vyhovuje větší prostor pro pastvu a potřebuje především pastevní lokality se šťavnatější potravou. V polohách nadmořské výšky do 500 až 550 m n. m. a se srážkami od 400 do 500 mm, nachází zajíc v kulturní krajině přívětivé životní podmínky, a kde se po celý rok vyskytují slabší pravidelně rozložené sněhové pokrývky, převážně bez námraz. Potřebuje také úkryty a závětrí ve vyšších polohách. Jeho výskyt je tedy i v křovinách, na mezích a na okraji lesních porostů. Dlouhé a trvající deště na něj neblaze působí, zejména v oblastech mazlavých a těžkých půd (Kučera a Kučerová, 2002).

Zaječí zvěř obvykle pobývá v blízkosti urbanizovaných územích a územích se zhoršenou kvalitou prostředí využíváním přírodních zdrojů, jako jsou povrchové doly či výsyvky po těžbě uhlí.

Tento druh se v přírodě obvykle dožívá 4–5 let, dospívají pohlavně už v 6–8 měsíci, do roka má 3 až 4 vrhy, tudíž je snadné určit různé stáří jedince, ale i vysledovat dlouhodobou působící zátěž. Stáří se obvykle rozděluje na dvě skupiny, stupeň mladých (juvenilních) a stupeň starých (adultních). Věk lze zjistit orientační metodou, jednou z nich je terénní palpační metoda. Jde o měření krevního tlaku, lze určit systolický krevní tlak, a posuzování několika vlastností tepu, jako je rytmus či frekvence. Tato metoda však není nevyužívána u jedinců narozených v zimních a jarních měsících (Stroh, 1931). Stav a počet adhezních linií dolní čelistní kosti (mandibula), podle CIBEREJE a MAREČKA (1990), je přesnější metoda pro určení věku zaječí zvěře. Tuto metodu lze použít i u dalších druhů zvěře po úpravě, a to jak u jezevce lesního, tak i u lišky obecné (Bukovjan et al. 2014).

Zaječí zvěř má relativně malé teritorium a akční rádius. U mladých jedinců v minulosti bylo zjištěno v 80–90 %, že se nevzdalují od svého místa narození v rozpětí do 2 km, ale dospělí jedinci převážně samci vypuštění do jim neznámého prostředí migrují na vzdálenosti podstatně větší (Pielowski, 1972). Žijí nepřetržitě na povrchu, nejlépe ze shora nekrytých porostů, kdy při neustálém pohybu dopadají spady na přirozenou vegetaci, kterou musí spásat v pastevních cyklech. Podléhá tedy dlouhotrvajícímu a maximálnímu znečištění prostředí (Miková a Nováková, 1979 1980; Nováková a Dušek, 1983).

Za příznivé podmínky pro zajíce lze pokládat stav, kdy se během reprodukčního období srážky vyskytují dlouhodobě v normálu a teplota má okolo dvou až tří stupňů celsia více nad dlouhodobým normálem, poté vzniká příhodný stav pro mladé králíky, včetně dostatečné nabídky potravy. Naproti tomu za nepříznivé podmínky se považuje období, kdy je naopak velké sucho a teplota vzduchu se pohybuje pod dlouhodobým normálem, tyto podmínky zapříčiní u mladých zajíců úhyn v důsledku žízně a hladu (Kučera a Kučerová, 2002).

Zajíc má různorodou rostlinnou potravu. V zimním období jsou jeho hlavní potravou ozimy, řepka či suché travní porosty. Rád okusuje kůru stromů, zejména ovocných stromů a měkkých dřevin. Tímto způsobuje škody, na těchto porostech, tomu lze předejít obalením dřevin před příchodem zimy. Díky svému zbarvení se snadno přizpůsobuje okolí, kde žije, proto je někdy i těžké ho rozeznat na orné půdě (Kučera a Kučerová, 2002).

Na potravní spektrum zaječí zvěře se zaměřili HELL a SLAMEČKA (1999). Tento živočich patří mezi býložravce živící se převážně luční a pastevní vegetací. Jeho denní spotřeba odpovídala v rozmezí 0,6 – 0,8 kg čerstvé hmoty. Dále zjistili, že rostlinné druhy jako jsou brambory, slunečnice či kukuřice nejsou zajíci z hlediska atraktivity potravy vyhledávány. Za rostliny se zásadním významem pro zaječí zvěř podle upřednostnění zařazujeme především lipnici luční, smetanku lékařskou, kostřavu červenou, jetel inkarnát, jetel luční i plazivý, kostřavu luční či psárku luční (Kučera et al. 2006).

### 4.2.3 Jeho využití v ekologickém monitoringu

Pro sledování ekotoxikologických poruch a biologickou depistáž změn v krajině jsou nejlépe využity takové druhy živočichů, kteří na přítomnost nebo na účinnost škodlivin v prostředí reagují podobným způsobem jako člověk či domácí zvířata (Gardner, 1974; Bukovjan et al. 1991b, 1995b).

Zjišťovat zřetelné působení prostředí znečištěného agrochemikáliemi či průmyslovými imisemi je možné u většiny volně žijících živočichů. V lidské populaci se předpokládá i vliv urbanizmu, mezilidské a sociální jevy a zejména import potravin z různých zemí včetně rozvojových (Jouan, 1973). U hospodářských zvířat jde pak o účinek technologie krmení, ustájení, chovu, kvality ošetřovatelů a chovatelů. Změny, které zaznamenáváme u volně žijících bioindikátorů, se po určité době zjišťují i u hospodářských zvířat, případně i v lidské populaci. To se týká i výskytu nádorů a dalších civilizačních chorob (Nováková, 1987; Bukovjan a Karpenko, 1996; Kutlvašr et al. 2014).

U testovaného druhu se hledají takové vlastnosti, které se téměř až vzájemně vylučují, jako je právě u zajíce polního. Jednou z podmínek je výskyt velkého počtu jedinců ve všech přirozených, kulturních a až umělých stanovištích (reprodukce). Dále mít velmi rychlý sled populací potomků, aby se odhalily včas genetické změny nebo deformity a vrozené poruchy. Ty se dají zpravidla zjistit poté, co škodlivé noxy účinkovaly dlouhodobě na několik pokolení stejného druhu. Snadná dosažitelnost umožňuje provádět řadu testovacích vyšetření za stejných prostorových a časových podmínek. Zásadní podmínkou je pak mít k dispozici referenční hodnoty tělních tekutin v případě hematologických vyšetření tzv. "plnou krev", biochemických vyšetření krevního sérum (plazmu) a cytogenetických vyšetření pak stabilizovanou krev antikoaguantem (Páv et al. 1985; Nováková, 1987; Bukovjan, 1994; Sedláčková et al. 1994).

Za velmi citlivého bioindikátora znečištění prostředí, lze označit zajíce polního. Ze současného období, díky zásahům člověka na autoregulační mechanismy v krajině jakož je zemědělské hospodaření nebo úprava krajiny, jsou vytvořeny nevyhovující podmínky pro jeho přežívání. Dále může být ovlivněn i přírodními poměry, půdním a geologickým složením či klimatem (Nováková, 1987; Fanta a Bukovjan, 1989; Bukovjan et al. 1990a; Kučera et al. 2006).

U zajíce polního jsou již dlouhodobě vypracovány referenční hodnoty biochemických vyšetření krevního séra a základní hematologické hodnoty (Bukovjan et al. 1988, 1991a, 1993; ČREP et al. 1989; Fojtík et al. 1992; Sedláčková et al. 1994; Slamečka et al. 1997; Marco et al. 2003).

Volně žijící živočichové, konkrétně zajíc polní a srnčí zvěř, se hodí k plošnému monitoringu zátěže krajiny, a to nejen cizorodými látkami, ale i dusíkatými hnojivy (Páv a Zahradníková 1986, Bukovjan a Páv 1990a, b; Olajcová, 1990). Vznik samotné methemoglobinémie zaječí a srnčí zvěře je přímým důsledkem používání vyšších dávek N – hnojiv v agroekosystémech (Páv et al. 1985; Bukovjan et al. 1988; Bukovjan a Páv, 1989). Mezní referenční hodnota methemoglobinu se uvádí v případě zaječí zvěře do 3 rel. % v krvi, u zvěře srnčí je pak vyšší a to 5 % (Bukovjan et al. 1991a).

Zvláštní pozornost si zaslouží u zaječí zvěře i výskyt chromozomových abe-rací periferních lymfocytů. Tato citlivá vyšetření poukazují na poškození samotných chromozomů a možnou požitelnost druhu v různě zatížených ekosystémech. Za zvýšené riziko lze považovat výskyt aberantních změn nad hranici 2 % (Bukovjan, 1994, Bukovjan et al. 1998).

#### 4.2.4 Zatížené orgány zajíce polního rtuť

Jako jedni z prvních v ČSSR prokázali kumulaci těžkých kovů v tkáních orgánů zajíců (Páv et al. 1985; Tota, 1987; Nováková 1987; Páv a Márová, 1988). Z důvodu poklesu ulovených kusů zvěře došlo k rozsáhlému výzkumu, se zaměřením na zdravotní stav. Velká pozornost byla proto věnována na deponování těžkých a dalších toxikologicky významných kovů jak ve vnitřních orgánech, tak i v srsti (Nováková a Paukert, 1974).

Problematikou zdravotního stavu se u volně žijících živočichů již dříve věnovali např. PÁV et al. (1985), BUKOVJAN et al. (1988), PÁV a BUKOVJAN (1989), KARPENKO a BUKOVJAN (1992), KAMENÍK et al. (1991, 1993). V jejich pracích byl uveden existující vliv exogenních činitelů počítaje s nebezpečnými xenobiotiky na organismus volně žijící zvěře, zajíce nevyjímaje. Součástí zjišťování byla i skupina rizikových těžkých kovů. Z prvotních literárních údajů je vhodné připomenout práce PÁVA a MÁROVÉ (1988), BUKOVJANA a ŠEBESTY (1989), BUKOVJANA et al. (1990a). Na Slovensku se pak věnovali této problematice i SOLČIANSKY (1989), ČREP et al. (1989), CIBEREJ et al. (1993) a SLAMEČKA et al. (1994).

Rtuť i ostatní chemické prvky se deponují různě v organismu zvěře. Vyšší koncentrace zjišťujeme především v játrech a ledvinách, méně pak i v ostatních tkáních (Mikeš, 1990; Bukovjan et al. 1991b, 2014; Slamečka et al. 1994; Bukovjan, Wittlingerová, Černá, 1997; Kramarova et al. 2005; Myslek a Kalisinska, 2006). Kontaminováno může být i mlezivo a mléko laktujících zaječek (Kuřera, 1991).

Tento prvek je také schopen poškodit organismus opakovaně. Nejprve po požití, kdy prochází játry, ve kterých je detoxikován a dostává se tkáni tělních orgánů i do tukové tkáně. Podruhé v období nouze při spotřebování tuku, kdy opětovně prochází játry a organismus znovu narušuje (Modrá a Svobodová, 2008).

Na Slovensku se obdobné problematice věnovali ČREP et al. (1989), SOLČIANSKY (1989), CIBEREJ et al. (1993), LUTZ a SLAMEČKA (1997), MASSÁNYI et al. (2003), JANCOVÁ et al. (2006), KOLESAROVÁ et al. (2008), SLAMEČKA et al. (1994, 1997), JURČÍK et al. (2001, 2007, 2011) a MARTINIAKOVÁ et al. (2012).

Samotná rtuť se kumuluje ve všech orgánech a tkáních zaječí zvěře, včetně tělního pokryvu. Její obsah byl zaznamenán i v pevných definitivních výkalech. Zaječ polní obdobně jako králík divoký je typický caekotrofní živočich, který v rámci trávicích pochodů vytváří tzv. primární a sekundární trus.

První je mazlavého charakteru obalený mukózní vrstvou, obsahuje především vitaminy supiny B a je po opuštění těla zpětně konzumován. Tím dochází nejen k reinvazi oocysty střevních kokcií, ale je předpoklad i zpětného příjmu chemických prvků které již jednou trávicím traktem jedince prošly. Sekundární trus, tj. definitivní je pevný útvar různé o velikosti, ve kterém jsou patrné nestrávené zbytky rostlinné potravy. V trusu se nachází celá škála nejen rtuti, ale i ostatních chemických prvků včetně rizikového arsenu (Kutlvašr et al. 2014).

Rtuť je za určitých podmínek zachytávána placentární bariérou gravidních zaječek, nikoliv však úplně. Ve vyšetřených homogenizovaných zaječích a srnčích plodech byla zaznamenána přítomnost rtuti, kadmia i olova (Bukovjan et al. 1992). Tento prvek byl detekován i v reprodukčních orgánech obojího pohlaví zaječí zvěře (Bukovjan, 1994).

Již v minulosti byly ve světě diagnostikované nádory na vaječnicích dospělých zaječek. Jednalo se především o ojedinělé záchyty benigních nádorových onemocnění (Flux, 1965; Hoffmann a Mörl, 1985). Za zmínku stojí i diagnostika benigního nádoru, který byl klasifikován jako adenofibrom ovaria u Norníka rudého (*C. glareolus*) z oblasti TANAPu (Bukovjan, Karpenko, Chovancová 1995a).

V posledním období je však čím dál častěji věnována určitá pozornost i výskytu nádorů u volně žijících živočichů včetně zvěře. V souvislosti s tím bylo prokázáno, že nádory zvěře jsou plně srovnatelné s nádory diagnostikovanými v lidské populaci. První zmínka o tom je v pracích našich autorů jak z dřívější doby (Karpenko a Bukovjan, 1992) i novějších (Bukovjan et al. 1995b; Karpenko a Bukovjan, 1996; Kutlvašr et al. 2014).

Mimo kazuistického popsání, diagnostiky a fotodokumentace maligních i benigních nádorů, byla prokázána možnost využití kódového anglosaského systému používaného v humánní onkologii (Bukovjan a Karpenko, 1996). Systémový kód se skládá ze čtyř čísel před lomítkem, které udávají diagnostiku nádoru a jedním za lo-

mítkem které udává pak biologické vlastnosti a charakter nádoru, tj. benigní (0), maligní (2) maligní – metastázující (3).

O koncentraci chemických prvků v nádorech zvěře pak pojednávají další práce (Bukovjan a Karpenko, 1996; Bukovjan et al. 2011, 2014; Kutlvašr et al. 2014).



## 5 Výsledné zhodnocení

Vliv resorbovaných toxických prvků působí odlišně na organismus zvířat. Do vývoje mladých jedinců škodlivě zasahují a v organismu se nekontrolovatelně kumulují. Poměrně rychle destruuji morfologii orgánů čímž ovlivňují jejich funkci, omezují odolnost vůči infekcím či poškozují reprodukční schopnost zvířat. Tyto poznatky jsou známé především při působení rtuti, dále pak kadmia a olova. Nahromaděné toxické prvky představují pro organismus zvláštní nebezpečí. Do organismu vstupují v menších dávkách a jsou vylučovány nejen močí, ale i mlékem laktujících matek (Kučera, 1991). Také CVAK et al. (1985) a MATVIJČUK et al. (1987) uvádí, že velký význam pro mladé jedince má zejména mateřské mléko. Pokud jsou na některém území zvířata vystavena toxickým prvkům, musíme počítat nejen s vylučováním těchto prvků v mateřském mléce, ale tím je ohroženo i potomstvo (Cibulka et al. 1991).

V první polovině devadesátých let minulého století byl poprvé zmíněn vztah mezi mlékem kojících zaječek a vylučováním toxických prvků, zejména olova, kadmia a rtuti (Kučera, 1991). V umělém (klecovém) chovu Lesního závodu Litovel docházelo u zajíců ke zvýšenému úhynu mláďat v období od narození do 14. dne věku. Příčina úhynu těchto mláďat nešla zjistit běžnou pitvou. Dle rozboru došli lékaři provádějící pitvy k podezření z intoxikace jejich organismu. Z tohoto podezření došlo k analyzování kvality mateřského mléka, zda obsahuje a v jakém množství rezidua toxických prvků (Kučera, 1991).

Pokud se vyskytne rtuť v mléce kojící zaječice, lze se domnívat, že tento sledovaný prvek má za následek úhyn mláďat po porodu z důvodu intoxikace tímto kontaminovaným mateřským mlékem (Kučera a Kučerová, 2002).

Nejpravděpodobněji příčina úhynu mláďat zaječek, žijící ve volné přírodě, se jeví problém, který se projevuje v období, kdy zvěř konzumuje porost, který byl kontaminován pesticidy na bázi rtuti. Prvek je do organismu vstřebáván jak perorálně, tak i aspirací. Projevy toxických účinků rtuti jsou poruchy funkčnosti ledvin a jater, záněty střev a žaludku a zejména poruchy centrálního nervového systému. Veškerá rezidua rtuti jsou vylučována z organismu jednak srstí, močí a trusem, ale i mateřským mlékem u postižených jedinců (Nováková 1987; Páv a Márová 1988; Kučera a Kučerová, 2002). Částečně je vychytávána rtuť i placentární bariérou zaje-

ček, přesto je částečně možný transfer prvku do vyvíjejících se plodů. Obdobně jak je tomu i v případě kadmia a olova. Tyto prvky mohou negativně ovlivňovat ze zárodečných listů (ektoderm, entoderm a mezoderm) vytvářené orgány a tkáně tj, případně celé tělní systémy (Bukovjan et al. 1993; Bukovjan, 1994). Jako případ lze uvést negativní působení kadmia na ektodermový zárodečný list, ze kterého vznikají mimo jiné celá nervová soustava včetně mozku. Jeho část se pak může odštěpit a vcestovat do tzv. „necílového orgánu“, kterým je například vaječník vyvíjejícího se v plodu. Tak vznikají například benigní vaječnickové nádory ze skupiny teratomů (Bukovjan et al. 2011).

Z důvodu zvýšené průmyslové výroby, využívání hnojiv a pesticidů v zemědělské výrobě a také používání těžké zemědělské techniky, poklesl stav zajíce polního v posledních desítkách let (Bukovjan et al. 1990b; Slamečka et al. 1997; Massányi et al. 2003; Cukor et al. 2018).

V závislosti na znečištění průmyslovými emisemi a podmínkách prostředí, zřetelně kolísaly průměrné hodnoty hematokritu a hemoglobinu. V oblastech intenzivního používání chemických prostředků v zemědělství se vyskytla u zaječí zvěře zvýšená methemoglobinémie (je fyziologická porucha s velmi vysokými hodnotami methemoglobinu v krvi, což je oxidovaná forma hemoglobinu, a to téměř bez afinity ke kyslíku). Zaječí zvěř se jeví jako vhodný indikátor zatížení krajiny dusičnany a dusitany (Koudela, 1984; Páv et al. 1985; Páv a Zahradníková, 1986; Nováková, 1987; Bukovjan a Karpenko, 1991).

V posledních letech lze konstatovat, že celkově poklesl výskyt methemoglobinémie oproti předcházejícím obdobím (Bukovjan et al. 1988, 1990a; Olajcová, 1990) a vyskytuje se jen velmi málo v akutní formě u zaječí zvěře (Bukovjan et al. 2011).

## 6 Diskuze

Přirozenou součástí ekosystému jsou nejen samotné těžké kovy, ale i jejich případné sloučeniny. Najdeme je v životním prostředí jako výsledek přírodních procesů, případně též negativní lidské činnosti. Relativně často dochází ke zvýšení toxického potenciálu a růstem biologické dostupnosti dochází k acidifikaci či kovalentním vazbám s uhlíkem (alkylace, methylace) a dochází tak k vytvoření organických sloučenin kovů (methylrtuť). Tyto sloučeniny kovů mají schopnost akumulace, zvýšenou mobilitu a toxicitu, pronikají do funkce jednotlivých částí mozku, jater, ledvin a hematopoetického systému (Kučera, 1989).

Pro zvýšení výnosů a intenzivní využívání zemědělské půdy je zpravidla zapotřebí vysokých dávek kombinovaných N, P, K – hnojiv. Přičemž však dochází v rostlinné výrobě k poklesu humusu na polích a snižuje se tak využitelnost živin rostlinami až o 50 % (Krul, 1981).

To bylo prokázáno již v dřívější době a platí to doposud. Sláma je likvidována v bioplynových stanicích a pozapomíná se na posilování sorpčního komplexu půdy, který podmiňuje využitelnost umělých (strojených) hnojiv. Zvyšování výnosů je mimo jiné důsledkem ekonomiky, kolísání realizačních cen zemědělských produktů a následně pak i potravin. Jejich zvyšováním se sice stávají prvovýrobci konkurence schopnými, ale to za podmínek, mezi nimiž dominuje negativní ovlivňování ekosystému, biodiverzity krajiny a zhoršování zdravotního stavu zvěře.

Dlouhodobě neuspokojivý vývoj počtu stavů u zaječí zvěře v České republice má podobnou tendenci i ve Slovenské republice (Slamečka et al. 1997; Massaniy et al. 2003; Kučera et al. 2006; Jurčík et al. 2011).

## 7 Závěr a přínos práce

Záměrem předkládané práce byla rešerše deponování vybraného negativního faktoru v tomto případě rtuti a jejích sloučenin. Dále pak i pochopení kolísání či úbytek stavů v zaječí populaci a využití tohoto živočišného druhu v ekologickém monitoringu zátěže krajiny, případně i biodiagnostice.

Rtuť je považována za vysoce toxický kov, dokáže v těle způsobit nevratné poškození orgánů a tkání. Bylo prokázáno hromadění rtuti v orgánech a v tělních tkáních, především v játrech i ledvinách. K ukládání tohoto prvku v organismu volně žijících a hospodářských zvířat dochází v závislosti na zatížení samotného ekosystému a příjmu kontaminované potravy, přičemž se tak postupně zhoršuje jejich zdravotní stav. Rtuť případně i její organická forma má dokladovaný silně negativní vliv na morfologii a funkci ledvin (Hell, 1994; Slamečka et al. 1994; Bukovjan, 1994). Její výskyt zaznamenáváme i mateřském mléce zaječek (Kučera et al. 2006) placentě a plodech, případně i v nádorech zvěře (Bukovjan et al. 1993; Bukovjan a Karpenko, 1996; Kutlvašr et al. 2014)

Kumulace rtuti je závislá i na postavení živočicha v potravní pyramidě. Již SHEFFY a AMANT (1982) ve své studii zjistili, že vysoký obsah rtuti se nachází v srsti na rozdíl od jiných orgánů, a to odlišně u jednotlivých druhů volně žijících zvířat včetně skupiny predátorů. U masožravců byla signifikantně nalezena vyšší koncentrace rizikových chemických prvků než u býložravců. Tyto vypovídající závěry publikovali již dříve CHUDÍK a MAŇKOVSKÝ (1989) či BUKOVJAN et al. (1993).

Na našem území dochází k poškození životního prostředí, přičemž vliv negativních faktorů je nepřírozený pro jednotlivé složky ekosystémů a tento jev je pro ekosystém postupně nezvladatelný. Zájmové a dobrovolné spolky zabývající se ochranou přírody mají omezenou činnost nápravy a na odstranění negativních faktorů působících na přírodní prostředí. Z tohoto důvodu tato situace vyžaduje zásah státní správy na všech úrovních, včetně příslušných legislativních změn v našem zákonodárství.

Nutné je, se zaměřit na současný zdravotní stav zvěře z odborných závěrů pocházejících z výzkumných i pedagogických pracovišť a zaměřit se na vyhodnocení

situace z minulých let. Nelze jenom sledovat a zjišťovat úroveň zdravotního stavu volně žijící zvěře v závislosti na vybraná xenobiotika, ale i vyvodit z těchto analýz patřičné výsledky a rozhodnutí. Lidská společnost, hospodářská zvířata, ale i volně žijící zvěř je ovlivněna životním prostředím, které se postupně mění a zhoršuje v důsledku nevhodných rozhodnutí a nešetrným nakládáním s přírodním bohatstvím. Sledování problematiky zdravotního stavu zvěře v souvislosti se zatížením ekosystémů, které obývá (úbytek stavů, nárůst patomorfologických lézí, kontaminace cizorodými látkami, nižšími přírůstky, ovlivňování reprodukce), přímo koresponduje s ochranou a tvorbou životního prostředí (Bukovjan, 1994).

Dlouhodobý cíl mezinárodní organizace UNESCO, která schválila již dříve program Člověk a biosféra (MAB), je spjat s úkolem o zachování druhu a neporušení genetického základu u volně žijících živočichů. Pokud z výsledků sledování ekosystému přijmeme patřičná rozhodnutí a opatření, která budou směřovat do oblastí obecné ekologie, toxikologie a biologie zvěře, zhodnotí v průběhu času až naše následující generace.

V závěru bakalářské práce lze jednoznačně poukázat na skutečnost, že jaké změny zjišťujeme v současné době na zvěři, potažmo pak i hospodářských a domácích zvířatech zaznamenáváme a ve zvýšené míře budeme zaznamenávat i v lidské populaci. Výskyt nádorových onemocnění je toho v současné době vážným varováním.

## 8 Přehled literatury a použitých zdrojů

BÁLDI A., FARAGÓ S., 2007: Long-term changes of farmland game populations in a post-socialist country (Hungary). *Agric. Ecosyst. Environ.*, 118 (1-4), 307–311.

BARNET V., 1990: Vliv prostředí na zdraví zvěře. In: *Veterinární problematika lovné zvěře*, Frýdek–Místek, s. 54–71.

BARNET V., 1991: Vliv prostředí na zdraví zajíců polních. In: *Přírodní prostředí a lovná zvěř*, Brno, s. 67–76.

BARUŠ V., 1989: Základní předpoklady optimalizace hospodaření s některými druhy lovné zvěře. Závěrečná zpráva SPZV-VI-1-6. “Produkčně významné druhy obratlovců, podmínky jejich ochrany a racionálního využívání“, Brno, s. 183–190.

BATÁRY P., BÁLDI A., KLEIJN D., TSCHARNTKE T., 2011: Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management: a meta-analysis. *Proc. R. Soc. B* 278. 1894–1902.

BENCKO V., CIKRT M., LENER I., 1984: Kadmínium. Olovo. Rtuť. Toxické kovy v pracovním a životním prostředí člověka. *Avicenum*, Praha, 200–241: 125–144.

BENCKO V., CIKRT M., LENER J., 1995: Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka. 2. přeprac. vyd., Praha: GRADA Publishing, 282 s.

BERLIN M., ULLBERG S., 1963: *Arch. Environm. Health*, 6, s. 589.

BLOOD D. C., RADOSTITS O. M., NEHDERSON J. A., 1983: *Veterinary Medicine*. 6th edn. Baill. Tind. (London), 1105–1107.

BRADL H. B. *Heavy metals in the environment*. Elsevier LTD. London: 2005. Vol. 6.

BUKOVJAN K., PÁV J., PROŠEK J., 1988: Aflatoxikoza méně známé onemocnění drobné zvěře. *Myslivost* 38, 7, s. 151

BUKOVJAN K., PÁV J., 1989: Výskyt vybraných cizorodých látek u zaječí zvěře. In: Sborník z celostátní konference ČSVTS České Budějovice "Vliv negativních civilizizačních faktorů na život zvěře, ryb a včel", Prachatice, s. 148–152.

BUKOVJAN K., ŠEBESTA J., 1989: Orientační výsledky vybraných těžkých kovů ve svalovině a orgánech zajíců polních (*Lepus europaeus* Pall.). Zprávy lesnického výzkumu 34, 3 s. 36–38.

BUKOVJAN K., 1990: Impact of Environment Pollution on Health state of Brown Hare (*Lepus europaeus* Pall.). In: Sborník z VIth International Conference on Wildlife Diseases. Berlin, s. 14.

BUKOVJAN K., PÁV J., 1990a: Vnější vlivy působící na zajíce a jeho přírodní prostředí. I. Myslivost 40, 3, s. 60.

BUKOVJAN K., PÁV J., 1990b: Vnější vlivy působící na zajíce a jeho přírodní prostředí. II. Myslivost 40, 4, s. 83.

BUKOVJAN K., BUKOVJANOVÁ E., DVOŘÁK M., KARPENKO A., PÁV J., ŠEBESTA J., ZAHRADNÍKOVÁ W., 1990a: Vliv zatížení prostředí na zdravotní stav zajíce polního (*Lepus europaeus* Pall.). Folia venatoria 20, s. 91–111.

BUKOVJAN K., ŠEBESTA J., PROŠEK J., 1990b: Zatížení některých druhů zvěře vybranými chemickými prvky. Veterinářství 40, 8, s. 371–375.

BUKOVJAN K., ŠEBESTA J., PROŠEK J., 1990c: Zvěřina a orgány zvěře jako potravina. Zprávy lesnického výzkumu 35, 4, s. 44–46.

BUKOVJAN K., BUKOVJANOVÁ E., FOJTÍK P., DVOŘÁK M., MATOUŠKOVÁ E., 1991a: Biochemické parametry krevní plazmy zaječí zvěře (*Lepus europaeus* Pall.) I. Jaterní transferázy (AST, ALDT, GGT). Biopharm I, 5, s. 175–182.

BUKOVJAN K., KARPENKO A., KAMENÍK P., 1991b: Současný stav kontaminace orgánů a svaloviny vybraných druhů zvěře cizorodými látkami. In: Sborník z celostátní konference VÚZvT Trnava "Ekotoxikologizacia potravinového reťazca", Košice.

BUKOVJAN K., KARPENKO A., 1991: Využití zaječí zvěře v ekologickém monitoringu a bioindikaci. In: Sborník z celostátní konference Atlas Ostrava "Přírodní prostředí a drobná zvěř", Brno, s. 44–57.

BUKOVJAN K., 1992: Sledování zdravotního stavu zajíce polního (*Lepus europaeus* Pall.) na ústavních modelových lokalitách. Kandidátská disertační práce, VŠVF Brno.

BUKOVJAN K., KARPENKO A., KAMENÍK P., 1992: Patohistologické vyšetření orgánů srnčí zvěře ve vybraných okresech České republiky. *Veterinářství*, 42, č. 2, s. 43-44.

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., 1994: Zjišťování koncentrací cizorodých látek a aflatoxinu B1 u vybraných druhů zvěře s ohledem na změny zdravotního stavu. Habilitační práce, VFU Brno.

BUKOVJAN K., KARPENKO A., CHOVANCOVÁ B., 1995a: Adenofibrom ovaria norníka rudého. *Veterinářství*. Roč. 45, č. 4, s. 165-194.

BUKOVJAN K., HANZAL V., KARPENKO A., BUKOVJANOVÁ E., 1995b: Koncentrace vybraných chemických prvků v tkáních bioindikátorů s ohledem na jejich zdravotní stav. Sborník referátů. Mezinárodní vědecká konference k 35. výr. zal. fak., Zemědělská fakulta JU, Č. Budějovice: 57-61.

BUKOVJAN K., KARPENKO A., 1996: Koncentrace chemických prvků v nádorech zvěře klasifikovaných systémem ICD-O. *Veterinářství* 10, s. 423-425.

BUKOVJAN K., WITTLINGEROVÁ Z., ČERNÁ E., 1997: Chemical elements in tissues and histological changes in tissues of hares (*L. europaeus* Pall.). *Scientia Agriculturae Bohemica*, 28 (3): 215-226.



BUKOVJAN K., HAVRÁNEK F., KRÁL F., 1998: Zajíc polní. Ministerstvo zemědělství ČR, Praha, 24 s.

BUKOVJAN K., KUTLVAŠR K., FEUREISEL J., JEŽEK M., HAVRÁNEK F., 2011: Auftreten von Tumoren beim Rotfuchs (*Vulpes vulpes* L.). Beiträge zur Jagd- und Wildforschung, Bd. 36: 297-300.

BUKOVJAN K., TOMAN A., KUTLVAŠR K., MARADA P., KODET R., SLÁMA P., KŘÍKAVA L., 2014: Contents of chemical elements in tissues of European badger (*Meles meles* L.) affected by ovarian tumour A case report. Acta Veterinaria Brno, 83 (2): 139-143.

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

CIBEREJ J., KRYNSKI A., KAČÚR M., BARTKO P., 1993: Komparatívne štúdium vybraných lokalít na základe ťažkých kovov u malej zveri zo Slovenska a Poľska. In: Zborník z vedeckej konferencie "Drobná zver a jej prírodné prostredie", Košice, s. 57.

CIBEREJ J., MAREČEK I., 1990: Určovanie veku zajaca poľného (*Lepus europaeus* Pall.) na základe vytvarovania periostálnych línií v profile spankovej kosti. Folia venatoria 20.

CIBULKA J. a kolektiv, 1991: Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosfére. 1. vyd. Praha: Academia, nakladatelství Československé akademie věd. 432 s. ISBN 80-200-0401-7.

CUKOR J., HAVRÁNEK F., LINDA R., BUKOVJAN K., PAINTER M. S., HART V., 2018: First findings of brown hare (*Lepus europaeus*) reintroduction in relation to seasonal impact. PLoS ONE 13 (10): e0205078. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0205078>

CVAK Z., OBERMAIER O., JIRÁSKOVÁ M., STRAKA J., 1985: Cizorodé látky v mliece a mlékárenských výrobních. Náš chov, 3: 1-4.

ČREP K., CIBEREJ J., HALÁSZ J., KOČIŠ J., 1989: Hladiny těžkých kovů v taknivách zajaca polného (*Lepus europaeus*). In: Sborník XVII, "Aktívne zdravie základ produkcie a reprodukcie zvierat", Košice, s. 110.

ČREP K., ŠVICKÝ K., 1993: Experimentálne štúdium vplyvu herbicidov na zajaca polného. *Folia venatoria*, 23, s. 169–182.

DIMITROV S. I., 1990: Dynamika transpozice (transfer) rizikových prvků z odpadních produktů v potravinovém řetězci. Kandidátská disertační práce, VŠV Brno.

FANTA B., BUKOVJAN K., 1989: Zajíc polní – bioindikátor zemědělské Celostátní konference ČSVTS "Cizorodé látky v zemědělství" Vysoká škola zemědělská, 15.–16. 1., Brno.

FIGALA J., 1991: Změny v populaci zaječí zvěře. In: Sborník "Přírodní prostředí a drobná zvěř" Brno, s. 77–83.

FIGALA J. a SMUTNÁ K., 1984: Hnojení a stavy drobné zvěře. *Myslivost* 34, 33.

FINDEJSOVÁ M., 1982: K problematice ovlivnění potravinového řetězce kadmíem a olovem v průmyslových hnojivech. *Čs. Hyg.* 27, 8–9, s. 440–444.

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

FOJTÍK P., BUKOVJAN K., DVOŘÁK M., MATOUŠKOVÁ E., 1992: Biochemické parametry krevní plazmy zaječí zvěře (*Lepus europaeus* Pall.) II. Bilirubin, močovina, celková bílkovina. *Biopharm* II.

FOWLER B. A., 1978: General subcellular effects of lead, mercury, cadmium and arsenic. *Environ.Hlth.Persp.*, 22: 37–41.

FRIBERG L., VOSTAL J., 1972: Mercury in the environment. An epidemiological and toxicological appraisal. Cleveland, Chemical Rubber CO.

GAGE J. C., 1961: *Brit. J. industr. Med.*, 18, 287 s.

- GAGE J. C., WARREN J.M., 1970: *Ann. occup. Med.*, 13, s. 115–123.
- GARDNER D. E., 1974: *Animal models for human disease*. Preprint Environ. Protect. Agency, Research Triangle Park, NC Experimental Biology Lab.; 6 pp.
- GERRITSE R. G., VRIESEMA R., DALENBERG J. W., DeROSS H. P., 1982: Effect of sewage sludge on trace element mobility in soils. *J. Environm. Qual.*, 11, 3: 359–364.
- HACKLÄNDER K, ARNOLD W., RUF T., 2002: Postnatal development and thermoregulation in the precocial European hare (*Lepus europaeus*). *J Comp. Physiol. B Biochem. Syst. Environ. Physiol.*; 172: 183–190.
- HAERER G., NICOLET J., BACCIARINI L., GOTTSTEIN B., GIACOMETTI M., 2010: Causes of death, zoonoses and reproductive performance in European brown hare in Switzerland. *Schweiz Arch Tierheilkd.*; 143: 193–201.
- HELL P., 1994: *Poľovnícky zborník: Myslivecký sborník. 24.* Bratislava PaRPRESS. ISBN 80–967112–2–9.
- HELL P., SLAMEČKA J., 1999: *Zajačia zver. Biologia, chov a lov v agrárnej krajine. 1. vydání* Bratislava, PaRPRESS.
- HOFFMANN W., MÖRL CH., 1985: Dermoidzyste bei einer Häsin. *Zeit. f. Jagdwissenschaft* 31: 184–186.
- HOLM J., 1984: Constructing a cause-oriented system for monitoring the contamination of game by harmful substance. 2. Contamination of game by heavy metals from differently structured regions of origin. *Fleischwirtsch.*, 64, 5: s. 613–619.
- HOMOLKA M., 1991: Ekologie a etologie zajíce polního v agrocenózách jižní Moravy. In: *Sborník “Přírodní prostředí a drobná zvěř”* Brno, s. 3–7.
- HOMOLKA M. a MERLÍK V., 1989: Game species in the agrocoenoses of southern Moravia. *Fol. Zool.*, 38, s. 7–19.

CHANEY R. L., 1973: Crop and food chain effect of toxic elements in sludges and effluents. In: Recycling Municipal Sludge and Effluents on Land, N.A.S.U. Washington DC: 126–141.

CHUDÍK I., MAŇKOVSKÝ B., 1989: Obsah ťažkých kovov v niektorých druhoch veľkej polovnej zveri v Slovenskej socialistickej republike. *Fol.venator*, 19, s. 31–47.

JANCOVA A., MASSANYI P., NAD P., KORENEKOVA B., SKALICKA M., DRABEKOVA J., BALAZ I., 2006: Accumulation of heavy metals in selected organs of yellow-necked mouse (*Apodemus flavicollis*). *Ekologia (Bratislava)*, 25, s. 19–26.

JERNELÖV A., 1968: *Fatten*, 24, 456 s.

JERNELÖV A., JOHANSSON K., 1983: Effect of acidity on the turnover of mercury in lakes and cadmium in soil. Internat. Conference “Heavy Metals in the Environment“ Heidelberg, West Germany, September.

JOUAN M., 1973: Pollution atmosphérique et santé publique. *Ann. Mines*, s. 15–22.

JURČÍK R., SLAMEČKA J., HELL P., MASSÁNYI P., 2001: Health status of brown hare in south-west Slovakia. Proceedings of abstracts „The Decline of European Hares“, Berlin, 18.–22. April.

JURČÍK R., SLAMEČKA J., MERTIN D., HELL P., GAŠPARÍK J., MASSÁNYI P., 2007: Súčasný zdravotný stav zajaca poľneho (*Lepus europaeus*) v revíroch juhozápadného Slovenska. *Folia venatoria*, 36–37: 89–98.

JURČÍK R., SLAMEČKA J., MERTIN D., GAŠPARÍK J., ONDRUČKA L., TRUSINOVÁ M., 2011: Zdravotný stav zajacov poľných z juhozápadného Slovenska z pohľadu štvrtstoročia. Zajac poľný pred štvrtstoročím a dnes: Zborník vedeckých prác z konferencie s medzinárodnou účasťou: Jaroslav Slamečka, Dušan Mertin – red. 1. vyd. Nitra: CVŽV Nitra, 2011, str. 9–16, ISBN 978–80–89418–11–4.

KAFKA Z., PUNČOCHÁŘOVÁ J., 2002: Ťažké kovy v prírode a jejich toxicita. *Chemické listy* 96, 7: 611–617

KAMENÍK P., BUKOVJAN K., KARPENKO A., 1991: Využití volně žijící zvěře jako bioindikátora zatížení ekosystému cizorodými látkami. In: Sborník "Ekotoxikologia potravinového řetězce", Košice, s. 45.

KAMENÍK P., BUKOVJAN K., KARPENKO A., ŠTĚRBA F., 1993: Koncentrace tuku v játrech a výskyt jaterních steatoz u zaječí zvěře v průběhu roku. *Folia venatoria*, 23, s. 137–148

KARPENKO A., BUKOVJAN K., 1992: Histopatologische Befunde bei Feldhasen beim Kontrollabfag zur Bispensarisierung in den Jahren 1987-1990. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 38, 2, s. 171–177.

KARPENKO A., BUKOVJAN K., 1996: Nádory volně žijících zvířat, *Česká a slovenská patologie* 32, 2, s. 78–83.

KODET R., BUKOVJAN K., 2014: Výskyt nádorových onemocnění u zvěře. *Stráž myslivosti. Myslivost Roč. 62, č. 4*, s. 42-43.

KOLÁŘ Z., 1980: Proč ubývá drobné zvěře. *Myslivost* 30, 7, s. 152.

KOLESAROVA A., SLAMEČKA J., JURČÍK R., TATARUCH F., LUKAC N., KOVAČÍK J., CAPCAROVA M., VALENT M., MASSÁNYI P., 2008: Environmental levels of cadmium, lead and mercury in brown hares and their relation to blood metabolic parameters, *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 43:6, 646–650, DOI: 10.1080/10934520801893741

KONVIČKA M., BENEŠ J., POLÁKOVÁ S., 2016: Smaller fields support more butterflies: comparing two neighbouring European countries with different socio-economic heritage. *J. Insect Conserv.* 20, 1113–1118.

KORRINGA P., HAGEL P., 1974: In: Proceedings of the International Symposium on the Problems of Contamination of Man and his Environment by Mercury and Cadmium, Luxembourg, 3–5 July 1973. Luxembourg, CEC, 279 s.

KOUDELA K., 1984: Methemoglobinemie bažantů a zajíců jako indikátor zatížení organismu nadměrně používaným dusíkatými hnojivy. In: Sborník VŠZ Praha, Fakulta Aronomická, řada B, 40, s. 21–37.

KRAMAROVA M., MASSANYI P., SLAMECKA J., TATARUCH F., JANCOVA A., GASPARIK J., FABIS M., KOVACIK J., TOMAN R., GALOVA J., JURCIK R., 2005: Distribution of cadmium and lead in liver and kidney, of some wild animals in Slovakia. *J. Environ. Sci. Health, Pt. A*, 40, 593–600.

KRUL J., 1981: Člověk a ochrana životního prostředí. *Veterinářství*, 31, 7, s. 289–291.

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

KUČERA O., 1991: Obsah těžkých kovů a mléčného tuku u zajíců v umělém chovu. *Folia venatoria* 21, s. 131–146.

KUČERA O., KUČEROVÁ J., 2002: Zajíc v přírodě a chov v zajetí. Písek: Matice lesnická, 163 s.

KUČERA O., et al. 2006: Zajíc, *Lepus europaeus* Pallas, 1778, včera, dnes a zítra, 2. vydání, Uhlířské Janovice, Nakladatelství a vydavatelství SILVESTRIS.

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. *Veterinari Medicina*, 59 (1): s. 44–50.

LODENIUS M., AUTIO S., 1989: Effects of acidification on the mobilization of cadmium and mercury from soils. *Arch. Environm. Contam. Toxicol.*, 18, s. 261–267.

LUTZ W., SLAMEČKA J., 1997: Vergleichende blei- und cadmiumbelastung des feldhasen (*Lepus europaeus* Pall.) in landwirtschaftlich und industriell genutzten Gebieten in Deutschland und der Slowakei. *Z Jagdwiss*, 43, 176–185.

MARCO I., CUENCA R., PASTOR H., VELARDE R., LAVIN S., 2003: Hematology and Serum Chemistry Values of the European Brown hare. *Vet. Clin. Pathol.* 32, s. 195–198.

MARTINIAKOVA M., OMELKA R., JANCOVA A., FORMICKI G., STAWARZ R., BAUEROVA M., 2012: Accumulation of risk elements in kidney, liver, testis, uterus and bone of free-living wild rodents from a polluted area in Slovakia. *J. Environ. Sci. Health Part A*, 47: 1202–1206.

MASSÁNYI P., TATARUCH F., SLAMEČKA J., TOMAN R., JURCIK R., 2003: Accumulation of Lead, Cadmium, and Mercury in Liver and Kidney of the Brown Hare (*Lepus europaeus*) in Relation to the Season, Age, and Sex in the West Slovakian Lowland, *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 38:7, 1299–1309, DOI: 10.1081/ESE-120021127

MATVIJČUK V. N., ŽULENKO V. N., BĚLOUSOV A. L., CVIRKO I. P., PAŽOUT V., 1987: Obsah rtuti v mléce a v mléčných výrobcích. *Veterinářství*, 37, 11: 491–493

McLEAN K. S., ROBINSON A. R., McCONNELL H. M., 1987: The effect of sewage sludge on the heavy metal content of soils and plant tissue. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 18, 11: 1303–1316.

MIKEŠ C., 1990: Vliv cizorodých látek na zvěř a zvěřinu. In: Sborník “Veterinární problematika lovné zvěře“, Frýdek–Místek, s.77–106.

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 Deterioration of Region. Inst. Landscape Ecol.*, Praha: 295–302.

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

MYSLEK P., KALISINSKA. E., 2006: Contents of selected heavy metals in the liver, kidneys and abdominal muscle of the brown hare (*Lepus europaeus* Pallas, 1778) in Central Pomerania, Poland. *Pol. J. Vet. Sci.*, 9, 31–41.

MŽP, ©2017: Ministerstvo životního prostředí: Minamatská úmluva o rtuti (online) [cit. 2019.03.31], dostupné z <[https://www.mzp.cz/cz/umluva\\_o\\_rtuti](https://www.mzp.cz/cz/umluva_o_rtuti)>.

NOVÁKOVÁ E., 1979: Zajíc polní jako ukazatel vlivu průmyslových emisí na CHKO. *Čes. kras. Památky a příroda*, 8, s. 506–509.

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

NOVÁKOVÁ E., 1987: Využití volně žijících ptáků a savců, zvláště zvěře, v bioindikaci, biodiagnostice a ekologickém monitoringu. VŠZ Praha, 174 s.

NOVÁKOVÁ E., FIŠER J., 1981: Hematologické hodnoty zajíců polních. Podklady SVÚ Č. Brod.

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

NOVÁKOVÁ E., KOUDELA K., 1991: Monitoring methemoglobinu. In: Sborník "Přírodní prostředí a drobná zvěř" Brno, s. 91–99.

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.



- OLAJCOVÁ J., 1990: Štúdium methemoglobínémie zajacov v Západoslovenskom kraji. *Folia venatoria*, 20, s. 135–144.
- PÁV J. et al., 1985: Zdravotní stav zajíců v různých zemědělských oblastech, VÚLHM, Závěrečná zpráva, s. 1–67.
- PÁV J., ZAHRADNÍKOVÁ W., 1986: Vliv dusíkatého hnojení na zdravotní stav zajíců. *Myslivost* č. 1, str. 4–5.
- PÁV J., MÁROVÁ, M., 1988: Výskyt olova, kadmia a rtuti v orgánech a svalovině zajíců. *Folia venatoria* 18, s. 151–170.
- PÁV J., BUKOVJAN K., 1989: Vliv zdravotního stavu na kvalitu srnčí zvěře. Závěrečná zpráva úkolu A 12-331-814/03, VÚLM, s. 21–68.
- PAVLISKA P. L., GIEGERT J., GRILL S., ŠÁLEK M., 2018: The effect of landscape heterogeneity on population density and habitat preferences of the European hare (*Lepus europaeus*) in contrasting farmland. *Mamm Biol.* Elsevier GmbH; 88: 8–15. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2017.11.003>
- PETROVAN S. O., WARD A. I., WHEELER P. M, 2013: Habitat selection guiding agri–environment schemes for a farmland specialist, the brown hare. *Anim Conserv*; 16: 344–352. <https://doi.org/10.1111/acv.12002>
- 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.
- PHILIPS R., CEMBER H., 1969: *J. occup. Med.*, 11, s. 170.
- ROBERTS M. C., SEAWRIGHT A. A., 1978: The effects of prolonged daily low level mercuric chloride dosing in a house. *Vet.Hum.Toxicol.*, 20: 410–415.
- ROEDENBECK I. A., VOSER P., 2008: Effects of roads on spatial distribution, abundance and mortality of brown hare (*Lepus europaeus*) in Switzerland. *Eur J Wildl Res.*; 54: 425–437.

SEDLÁČKOVÁ M., BUKOVJAN K., DVOŘÁK M., HOFFMANN V., 1994: Sledování koncentrace glukózy v krevní plazmě zaječí zvěře (*Lepus europaeus* Pall.) v různě obhospodařovaných agroekosystémech. *Folia venatoria* 24, s. 89–94.

SHEFFY T. B., AMANT J. R. S., 1982: Mercury burdens in furbearers in Wisconsin. *J. Wildl. Mgmt.*, 46, 4: 1117–1120.

SCHAI-BRAUN S. C., HACKLÄNDER K., 2014: Home range use by the European hare (*Lepus europaeus*) in a structurally diverse agricultural landscape analyse dat a fine temporal scale. *Acta Theriol (Warsz)*; 59: 277–287.

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

SKRIVANKO M., HADZIOSMANOVIC M., CTVRTILA Z., ZDOLEC N., FLIPOVIC I., 2008: The hygiene and duality of hare meat (*Lepus europaeus* Pall.) from Eastern Croatia. *Archiv für Lebensmittelhygiene*, 59: 180–1

SLAMEČKA J., HELL P., JURČÍK R., 1997: Brown Hare in the West Slovak Lowland. *Acta Sc. Nat.*, 31, 115.

SLAMEČKA J., JURČÍK R., TATARUCH F., PEŠKOVIČOVÁ D., 1994: Kumulácia ťažkých kovov v orgánoch zajaca poľného (*Lepus europaeus* Pall.) na juhozápadnom Slovenku. *Folia venatoria*, 24, s. 77–88.

SOLČIANSKY A., 1989: Zajac poľný – poľovnícky výskum. *Poľovníctvo a rybárstvo* 1989: 6–7.

STORKEY J., MEYER S., STILL K. S., LEUSCHNER C., 2012: The impact of agricultural intensification and land-use change on the European arable flora. *Proc. R. Soc. B* 279, 1421–1429.

STROH G., 1931: Zwei sichere Altersmerkmale beim Hasen. *Tierärztlichen Wochenschrift*, 12, 180–181.

SULLIVAN N. D., 1985: In: The pathology of Domestic Animals. Vol.I. 3rd edn., Jubb,K.V., Kennedy,P.C., Palmer, N. (Eds.), Academia Press, N.Y., s. 273–374.

SVOBODOVÁ Z., HEJTMÁNEK M., KONBECH J., KOCOVARÁ A., et al., 1987: Total mercury levels in fish and other components of the ecosystem of the Podhora waterworks reservoir. *Práce VÚRH Vodňany*, 16: 69-76.

ŠPENIK M., SITKO J., PAUEROVÁ A., MITUCH J., BAČÍNSKÝ A., 1970: Příčiny chorobnosti a hynutia poľných zajacov. *Veterinárství* 20, 5, s. 227–229.

ŠTĚRBA F., 1984: Monodietní syndrom (steatóza) zajíců. *Veterinárství* 34, 2, s. 76–78.

TAPPER S. C., BARNES R. F. W., 1986: Influence of farming practice on the ecology of the brown hare (*Lepus europaeus*). *J. Appl. Ecol.* 23, s. 39–52.

THENIUS E., 1972: Grundzüge der Verbreitungsgeschichte der Säugetiere. Jena, p. 213–217.

THOMAS D. J., FISCHER H. J., SUMLER M. R., MUSHAK P., et al., 1987: Sexual Differences in the Excretion of Organic and Inorganic Mercury by Methyl– Mercury treated Rats. *Environm. Res.*, 43: 203–216.

TOTA J., 1987: Sledování výskytu chemických prvků u volně žijící zvěře a ovcí v Severomoravském kraji. *Veterinárství*, 37, 2: 82–86.

TRYJANOWSKI P., HARTEL T., BÁLDI A., SZYMAŃSKI P., TOBOLKA M., HERZON I., GOŁAWSKI A., KONVIČKA M., HROMADA M., JERZAK L., KUJAWA K., LENDA M., ORŁOWKI M., PANEK M., SKÓRKA P., SPARKS T. H., TWOREK S., WUCZYŃSKI A., ŻMIHORSKI M., 2011: Conservation of farmland birds faces different challenges in Western and Central–Eastern Europe. *Acta Ornithol.* 46, 1–12.

TUČEK M., 2006: Současná zdravotní rizika expozice rtuti a jejím sloučeninám. *České pracovní lékařství*. Praha, roč. 7, č. 1, s. 26-34. ISSN 1212-6721.

VALLEE B. L., ULMER D. D., 1972: Biochemical effects of mercury, cadmium and lead. *Ann.Rev.Biochem*, 41: 91–128.

VORREITH M., 1982: Kovy. In: *Patologie, Sv.I.*, Bernar et al., Avicenum: 446–448.

WETERINGS M. J. A., ZACCARONI M., van der KOORE N., ZIJLSTRA L. M., KUIPERS H. J., van LANGEVELDE F., et al., 2016: Strong reactive movement response of the medium-sized European hare to elevated predation risk in short vegetation. *Anim Behav.* Elsevier Ltd; 115: 107–114. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2016.03.011>

WHO, 1980: Recommended Health – Based Limits in Occupation Exposure to Heavy Metals. Report of a WHO Study Group, Technical Report Series 647, WHO, Geneva.

ZABLOUDIL F., 1989: Dynamika transpozice rizikových prvků do zvěřiny. In: *Chov zvěře ve vztahu k lesnímu prostředí. Frenštát pod Radhoštěm*, s. 1–6.

Zákon č. 45/2019 Sb., kterým se mění některé zákony v souvislosti s přijetím nařízení Evropského parlamentu a Rady o rtuti (online), [cit. 2019.03.31], dostupné z <<https://esipa.cz/sbirka/sbsrv.dll/sb?DR=SB&CP=2019s045>>.

ZIMA S., 1989: Dynamika rizikových prvků v ekosystému živočišné výroby. In: *“Cizorodé látky v zemědělství“*, Brno, s. 35–43.